

Suvisaaristo – rehevöityneen sisäsaariston ekologinen tila

Maria Tiensuu



Suvisaaristo – rehevöityneen sisäsaariston ekologinen tila

Maria Tiensuu

Helsinki 2009

Uudenmaan ympäristökeskus



UUDENMAAN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 17 | 2009
Uudenmaan ympäristökeskus

Kansien taitto: Reetta Harmaja
Muu taitto: Maria Tiensuu
Kannen kuva: Tommi Heinonen

Julkaisun kuvat: Tommi Heinonen, Folke Rosengård, Maria Tiensuu.

Kartat: © Maanmittauslaitos 7/MML/2009.

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
<http://www.ymparisto.fi/uus/julkaisut>

ISSN 1796-1734 (pain.)
ISBN 978-952-11-3607-8 (nid.)
ISBN 978-952-11-3608-5 (PDF)
ISSN 1796-1742 (verkkokoj.)

ALKUSANAT

Suvisaaristo on ainoa laaja sisäsaariston osa Espoon rannikolla. Monien muiden Suomen rannikkoalueiden tapaan myös Suvisaaristo on rehevöitynyt. Rannikkoalueiden rehevöitymisen taustalla on usein sekä morfologian aiheuttama rehevöitymisherkkyys että liian suuri ravinnekuormitus. Ulkoisen ravinnekuormituksen myötä veden ravinnepitoisuudet kasvavat merenlahdissa, mikä aikaansaa levien ja vesikasvien räjähdysmäisen lisääntymisen. Levien lyhyen elinkierron päätteeksi bakteerit alkavat hajottaa niiden sisältämää orgaanista ainesta, jolloin levämassan sitomat ravinteet vapautuvat takaisin veteen. Lisäksi hajotustoiminta kuluttaa vedestä happea.

Matalissa merenlahdissa suurin osa hajotustoiminnasta tapahtuu pohjasedimentissä, minne valtaosa kuolleesta orgaanisesta aineksesta päätyy. Seurauksena on pohjia, joiden pinnasta happi voi loppua kokonaan. Hapettomissa olosuhteissa pohjasedimenttiin sitoutuneita ravinteita alkaa vapautua takaisin veteen, jolloin veden ravinnepitoisuudet kasvavat. Tässä vaiheessa ulkoinen kuormitus on muuttunut sisäiseksi kuormitukseksi ja rehevöitymisen noidankehä on syntynyt. Sisäistä kuormitusta voi tapahtua myös hapellisilla pohjilla.

Espoon Suvisaaristossa vanha ravinnekuormitus on sisältänyt lähinnä yhdyskuntajätevesiä sekä haja-asutuksesta tulleita jätevesiä. Haja-asutuksen aiheuttama kuormitus on ollut suurta varsinaisen Suvisaariston alueella sekä lähisaarilla, joiden virkistyskäyttö on merkittävää. Yhä tänä päivänäkin Suvisaariston alueella on kiinteistöjä, jotka eivät kuulu keskitetyn vesihuollon piiriin.

Mataluuden ja sulkeutuneisuuden vuoksi sisäsaariston alueet rehevöityvät usein hyvin herkästi. Kuormituksen aiheuttama rehevöityminen näkyy Suvisaaristossa rantaviivaa ympäröivinä leveinä järviruokonauhoina, tiheinä paikallisina ärviäesiintyminä sekä samean ja leväisen veden aikaansaamana näkösyvyyden alhaisuutena. Aktiivisen paikallistoiminnan myötä ulkoista kuormitusta on saatu vähennettyä merkittävästi, mutta sisäinen kuormitus jatkuu yhä.

Tämä selvityksen tarkoituksena on selvittää Suvisaariston merialueen nykytila ja siihen vaikuttavat tekijät sekä antaa suosituksia vesialueen hoitoon ja käyttöön liittyen. Projekti on toteutettu Espoon kaupungin ja Uudenmaan ympäristökeskuksen yhteistyönä. Työn vastuuhenkilönä on toiminut biologi Mikaela Ahlman Uudenmaan ympäristökeskuksesta ja käytännön toteutuksesta on huolehtinut Uudenmaan ympäristökeskuksen suunnittelija Maria Tiensuu. Projektin edistymistä on ohjannut ohjausryhmä, jonka jäseniä ovat olleet Mikaela Ahlman ja osastopäällikkö Eeva-Riitta Puomio Uudenmaan ympäristökeskuksesta, ympäristötekniikkainsinööri Virpi Nikulainen Espoon teknisestä keskuksesta, vastaava tutkija Matti Löksy Espoon Vedestä, ympäristönsuojelupäällikkö Tuula Hämäläinen-Tyynilä, limnologi Ilppo Kajaste, johtava ympäristötarkastaja Kari Kavasto ja erityissuunnittelija Kalevi Hiironniemi Espoon kaupungin ympäristökeskuksesta sekä ulkolupapäällikkö Tapani Kortelainen Espoon liikuntatoimesta. Projektin rahoittajana on toiminut Espoon kaupungin tekninen keskus.

Helsingissä 22.12.2009

Maria Tiensuu

SISÄLLYS

Alkusanat.....	3
1 Johdanto	7
2 Tutkimusalueen kuvailu.....	8
2.1 Yleiset tiedot	8
2.1.1 Sijainti	8
2.1.2 Valuma-alue	9
2.2 Kuormitus.....	9
2.2.1 Asumajätevedet.....	10
2.2.2 Veneily.....	10
2.2.3 Muut mahdolliset kuormittajat.....	10
2.3 Aiemmat tutkimukset ympäröivällä merialueella.....	11
3 Kesän 2009 näytteenotto.....	12
3.1 Sääolosuhteet näytteenottojakson aikana	12
3.2 Morfologia ja pohjasedimentin laatu.....	12
3.2.1 Morfologia	12
3.2.2 Sedimentti	13
3.3 Pohjaeläimistö	14
3.4 Kasviplankton.....	15
3.5 Veden fysikaalis-kemiallinen laatu	15
3.6 Näkösyvyyshavainnointi.....	16
3.7 Alueella tehtyjen ruoppausten tarkastelu	16
4 Kesän 2009 näytteenoton tulokset.....	17
4.1 Sääolosuhteet näytteenottojakson aikana	17
4.2 Morfologia ja pohjasedimentin laatu.....	17
4.2.1 Morfologia	17
4.2.2 Sedimentti	17
4.3 Pohjaeläinyhteisön koostumus	18
4.4 Kasviplankton.....	20
4.4.1 Kasviplanktonin määrä.....	20
4.4.2 Kasviplanktonlajisto	21
4.5 Veden fysikaalis-kemiallinen laatu	23
4.5.1 Happipitoisuus.....	23
4.5.2 Happamuus, lämpötila ja saliniteetti	24
4.5.3 Sameus ja kiintoainepitoisuus.....	25
4.5.4 Ravinnepitoisuudet	27
4.5.5 Hygienian indikaattoribakteerien pitoisuus	30
4.5.6 Näkösyvyys	31
4.6 Asukkaiden mittaamat näkösyvyudet	32
4.7 Ekologinen luokka klorofylli- <i>a</i> -pitoisuuden, pohjaeläinten ja näkösyvyuden mukaan.....	35
5 Kesän 2009 tulosten tarkastelu.....	36
5.1 Morfologia ja pohjasedimentin laatu.....	36
5.1.1 Morfologia	36
5.1.2 Sedimentti	36

5.2	Pohjaeläimistö	37
5.2.1	Pohjaeläimet meren tilan ilmentäjinä.....	37
5.2.2	Svartholmeninlahden tila kohentumassa?	38
5.2.3	Vertailu ympäröivän merialueen pohjaeläintuloksiin.....	38
5.2.4	Tutkimusalue välttävässä tilassa	39
5.3	Kasviplankton.....	40
5.3.1	Kasviplanktonin määrä.....	40
5.3.2	Kasviplanktonlajisto	40
5.4	Veden laatu	41
5.4.1	Happipitoisuus.....	41
5.4.2	Happamuus, lämpötila ja saliniteetti	42
5.4.3	Sameus ja kiintoainepitoisuus.....	43
5.4.4	Ravinnepitoisuudet	44
5.4.5	Hygienian indikaattoribakteerien pitoisuudet	46
5.5	Näytteenoton jatko-suositukset.....	47
5.6	Asukkaiden toteuttama näkösyvyshavainnointi	47
5.6.1	Sisäsaaristo.....	48
5.6.2	Ulkosaaristo	48
6	Ruoppausten hyödyt ja haitat.....	49
6.1	Lainsäädäntö luo rajoitetun vapauden.....	49
6.2	Ruoppaukset Suvisaaristossa	49
6.3	Ruoppausten ympäristövaikutukset	51
6.3.1	Fysikaalis-kemialliset vaikutukset.....	51
6.3.2	Ruoppauksen biologiset vaikutukset.....	51
6.3.3	Muutokset veden vaihtuvuudessa	52
6.4	Suosituksia ruoppausten toteutukseen.....	52
6.4.1	Ruoppauksilla saavutetun hyödyn arviointi	52
6.4.2	Ruoppausten toteutuksessa huomioitavaa	53
7	Ruovikoituminen ja kasvillisuuden poisto.....	55
7.1	Vesikasvit merenlahtien luonnollisen kehityskulun ilmentäjinä	55
7.2	Vesikasvillisuus Suvisaaristossa	55
7.3	Vesikasvien ekologiset tehtävät.....	57
7.3.1	Järviruoko	57
7.3.2	Tähkä-ärviä.....	58
7.4	Vesikasvien niiton hyödyt ja haitat.....	59
7.4.1	Tavoitteena merialueen tilan parantuminen.....	59
7.4.2	Riskinä veden laadun heikentyminen ja levien massaesiintymiset...	59
7.5	Ruovikoiden hoitosuositukset	60
7.5.1	Järviru'o'on niitto-ohjeet	60
7.5.2	Tähkä-ärviäesiintymien harventaminen.....	61
8	Johtopäätökset merialueen tilasta	62
9	Yhteenvedo seuranta- ja hoitosuosituksista.....	63
	Lähteet	64
	Liitteet.....	70
	Kuvailulehti	90

Presentationsblad	91
--------------------------------	-----------

1 Johdanto

Rannikoiden merenlahtiin on viimeisten vuosikymmenien aikana kohdistunut voimakasta ravinnekuormitusta kaupungeista ja maaseudulta, mikä on johtanut niiden rehevöitymiseen (Flindt ym. 1999). Monet rannikoiden ekosysteemit eri puolilla maailmaa ovat rehevöityneet 1960–80 -lukujen ravinnekuormituksen seurauksena aikaansaaden monia kerrannaisvaikutuksia (Boesch 2002). Itämeren rannikoilla veden ravinnepitoisuudet alkoivat kasvaa 1950–80 -lukujen aikana (Munkes 2005). Suomen rannikkovesien rehevöityminen on alkanut Helsingin sisälähdissä jo 1890 -luvulla, muiden asutuskeskusten läheisyydessä 1920–30 -luvuilla (Raateoja ym. 2008). Vuosikymmeniä kestänyt kuormitus Suomen rannikkovesiin on johtanut nykyiseen tilanteeseen, jossa meren lahtialueet ovat rehevöityneet, liettyneet ja mataloituneet paikoin pahastikin. Myös maan kohoaminen aiheuttaa mataloitumista Suomen rannikolla.

Vesialueiden tilan parantamiseksi ja suojelemiseksi Euroopan Unionissa on luotu sisä- ja rannikkovesien ekologista luokittelua ohjaava direktiivi vesienhoidon puitteista (2000/60/EY). Käytännössä direktiivi velvoittaa jäsenmaat luokittelemaan vesialtaat viisiportaisen arvoasteikon mukaan niin, että yksittäisen vesimuodostuman tila on sitä huonompi, mitä enemmän se on muuttunut luonnontilastaan. Luokittelussa ekologiset tekijät (levät, kasvit, pohjaeläimet ja kalat) saavat suuremman painoarvon kuin muut luokittelutekijät (esimerkiksi veden kemiallinen laatu), minkä vuoksi puhutaan ekologisesta luokittelusta. Tavoitteena on saada luonnontilastaan poikkeavat vesimuodostumat mahdollisimman paljon luonnonmukaista tilaansa muistuttavaan kuntoon.

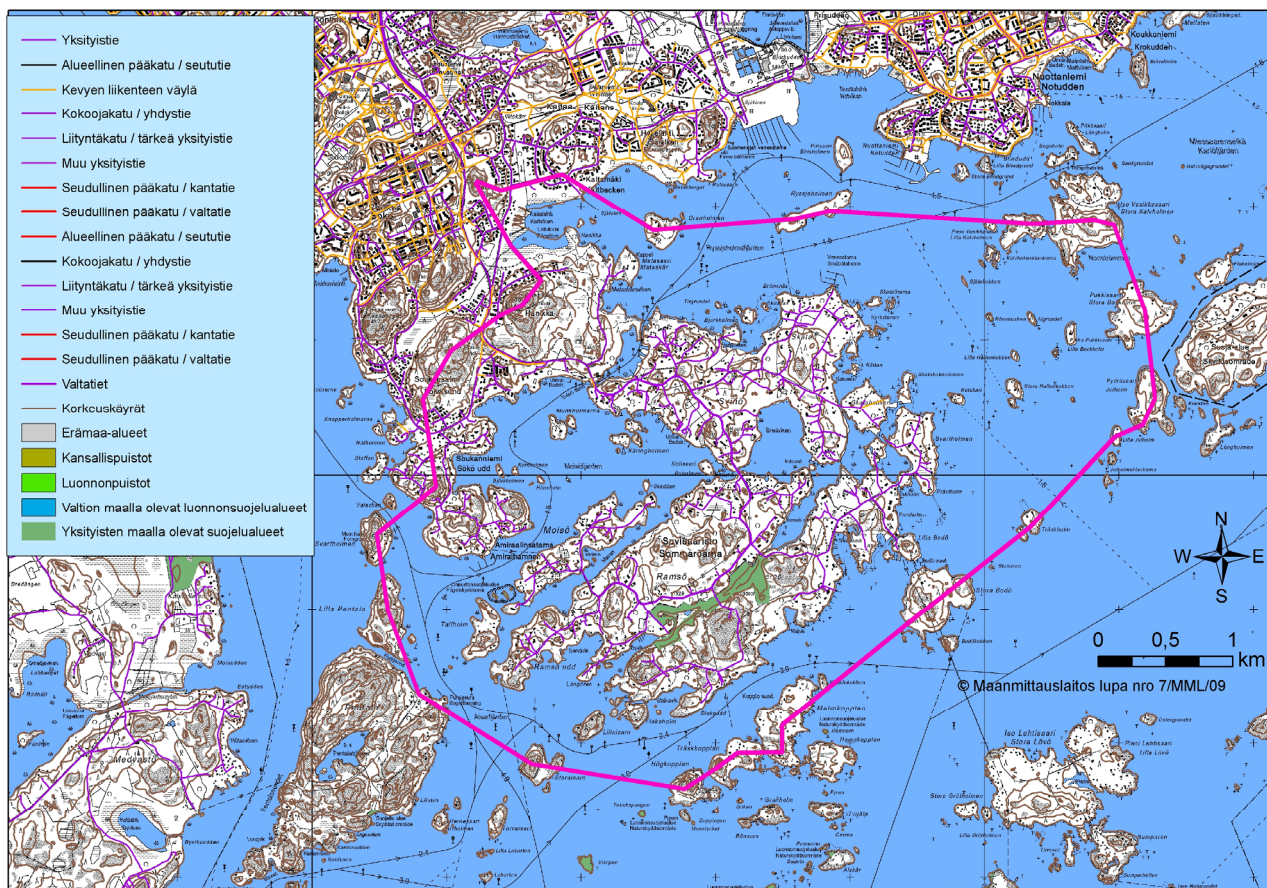
Suvisaaristo yhdessä Lauttasaaren kanssa muodostaa vesimuodostuman Suvisaaristo-Lauttasaari, jonka ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi (Uudenmaan ympäristökeskus 2009). Tila-arvio on tehty kasvukauden aikaisten kasviplanktonlevämäärien vuosi- ja havaintopaikkakohtaisten arvojen mediaanien perusteella. Havaintopaikkoina ovat olleet Ryssjeholmsfjärden, Bodön selkä, Otsolah-ti ja Melkinselkä. Vesimuodostuman havaintopisteistä yksikään ei kuitenkaan sijaitse morfologialtaan sokkeloisen Suvisaariston sisäosassa, joten varsinaisen Suvisaariston tilaa vesimuodostuman arvosana ei kerro.

Matalien merenlahtien tilaan vaikuttavat suuresti sekä maalta valuvat sadevedet että sisäsaariston ja avomerien välinen veden vaihtuvuus (Flindt ym. 1999). Suvisaaristoon on 1960–70 -luvuilla johdettu asutuskeskusten jätevesiä, minkä jälkeen alueen rehevöitymistä on kiihdyttänyt viemäriverkoston ulkopuolelle jäänyt paikallinen haja-asutus (kts. Vuorivirta 1975). Vuonna 1999 perustetun vesiosuuskunnan ansiosta paikalliset kiinteistöt ovat pikkuhiljaa liittyneet yleisen viemäroinnin piiriin. Viemäriverkostoon liittyneiden kiinteistöjen lukumäärän kasvaessa ulkoinen kuormitus on laskenut, ja mataloitunutta ja ruovikoitunutta aluetta on ryhdytty kunnostamaan lähinnä ruoppauksilla ja ruovikoiden niitoilla. Onkin tarpeen selvittää, kuinka ko. kunnostustoimenpiteitä tulisi toteuttaa, jotta niistä koitua hyöty saataisiin maksimoitua ilman että niiden toteutus kiihdyttäisi rehevöitymiskehitystä. Ennen uusien hoito- ja kunnostustoimenpiteiden suunnittelua on kuitenkin selvitettävä merialueen nykytila.

Tämän selvityksen tarkoituksena on saada vastaukset tutkimuskysymyksiin mikä on Suvisaariston ekologinen tila ja eroaako se ympäröivän merialueen tilasta, mistä Suvisaariston ekologinen nykytila johtuu sekä kuinka aluetta pitäisi jatkossa hoitaa. Lisäksi selvityksessä pohditaan ruoppausten vaikutuksia veden laatuun ja vaihtuvuuteen, vesikasvillisuuden niittoihin liittyviä kysymyksiä sekä annetaan suosituksia merialueen seurantaa ja hoitoa koskien.

2.1.2 Valuma-alue

Valuma-alue on suurimmaksi osaksi harvaa pientaloasutusta, joka koostuu lähinnä omakotitaloista ja loma-asunnoista. Asutus on keskittynyt rannoille (Kuva 2). Saar-ten välillä on muutama asfalttipinnoitettu tie, mutta ne ovat metsän ympäröimiä. Paikoin vesialuetta reunustavat metsäiset kalliorannat.



Kuva 2. Kartta tutkimusalueen lähivaluma-alueesta. **Kartasta puuttuvat kesällä 2009 perustetut luonnonsuojelualueet** (laajennettu Bergö-Ramsö).

2.2 Kuormitus

Paikallisella maankäytöllä ja kuormitushistorialla on suuri merkitys sedimentin ja veden laatuun Itämeren suojaisilla merenlahdilla (Vaalgamaa & Conley 2008). Vaikka Suomen rannikkovesien ulappa-alueiden tilaan vaikuttaa merkittävästi ravinnekuormitus Nevasta ja Pietarista sekä merivirtojen muualta tuomat ravinteet, riippuu sisäsaariston rehevyystaso omasta ravinnekuormituksestamme (Raateoja ym. 2008).

Vuosina 1969–1974 Suvisaaristoon joutui Suomenojan jätevedenpuhdistamolta tulevia vesiä. Vedet oli tarkoitus laskea Miessaarenselälle, mutta ne johdettiin Suvisaariston itäpuolelle (Rinne 1974). Suvisaaristossa ei ole moniin vuosiin ollut pistekuormittajia vaan nykyään suurin osa alueelle tulevasta kuormituksesta on hajakuormitusta.

2.2.1 Asumajätevedet

Espoon alueelta tulevat asumajätevedet ovat kuormittaneet Suvisaaristoa ennen Suomenojan jätevedenpuhdistamon käyttöönottoa vuonna 1969. Suomenojan puhdistamon alkuvuosinakin jätevedet puhdistettiin vain mekaanisesti ja johdettiin puhdistuksen jälkeen Suvisaariston itäpuolelle. Menneinä vuosikymmeninä myös virkistyskäytössä olevilta lähisaarilta on valunut tutkimusalueelle jätevesiä. Vuonna 1973 Suvisaariston läheinen merialue luokiteltiin lievästi saastuneeksi (Rinne 1974) ja vuonna 1974 Suomenojan puhdistettuja jätevesiä alettiin johtaa pidennetyllä purkuputkella nykyiselle paikalleen Gåsgrundetin ja Knaperskärin väliin (Vuorivirta 1975).

Vuonna 1974 Suomenojan fosforinpoistoteho oli noin 20 % (Vuorivirta 1975). Vuonna 1975 Suomenojalla mekaanista jätevesien puhdistusta ryhdyttiin täydentämään kemiallisella puhdistuksella, vuonna 1979 puhdistusprosessiin lisättiin biologinen puhdistus ja typen poisto otettiin käyttöön vuonna 1997 (Espoon kaupunki 2006). Vuonna 2007 fosforinpoistoteho Suomenojalla oli noin 96 % ja typenpoistoteho noin 74 % (Löksy 2009).

Suvisaariston vesiosuuskunta perustettiin vuonna 1999, minkä jälkeen sisälahettiin kohdistunut haja-asutuskuormitus on vähentynyt merkittävästi (Haasmaa 2009a). Alueella on kuitenkin yhä vielä kymmeniä kiinteistöjä, jotka eivät kuulu viemäriverkkoon.

2.2.2 Veneily

Veneily kuormittaa merta aluksista veteen huuhdottujen käymäläjätteiden, pakokaasujen ja myrkkymaalien käytön kautta (Hellén & Tallqvist 2004). Veneiden liike lisää vesi- ja rantakasveja kuluttavaa aallokkoa, aiheuttaa kasvien elinolosuhteita heikentävää veden samentumista sekä voi vahingoittaa vesikasveja suoraan esimerkiksi moottorin tai ankkuroinnin seurauksena (Eriksson ym. 2004). Potkurivirrat pöyhivät pohjasedimenttiä, mikä voi lisätä veden ravinnepitoisuuksia sekä heikentää paikallisia pohjan happioloja (Hellén & Tallqvist 2004). Lisäksi laiturit ja aallonmurtajat vaikeuttavat veden vaihtumista ja niiden rakennus ja ylläpito vaatii usein toistuvia ruoppauksia (Eriksson ym. 2004). Satamissa veneilyn vaikutukset korostuvat, mikä näkyy kasvillisuuden yksipuolisuutena, tyypillisempien vesikasvilajien ollessa sameaan ja ravinnerikkaaseen veteen sopeutuneet karvalehti (*Ceratophyllum demersum*) ja tähkä-ärviä (*Myriophyllum spicatum*) (Eriksson ym. 2004). Suvisaaristossa toimii 2 pienvenesatamaa, Amiraalinsatama ja Svinön satama, sekä pursiseura Pentalassa. Septitankkien tyhjennyspiste sijaitsee Skatanilla.

2.2.3 Muut mahdolliset kuormittajat

Suvisaariston alue kärsii paikoin sisäisestä kuormituksesta. Sisäistä kuormitusta ei kuitenkaan ole tutkittu alueella. Pohjasta voi vapautua veteen ravinteita myös ruoppausten ja myrskyjen yhteydessä. Lisäksi vesikasvien niitto voi aiheuttaa tilapäistä veden ravinnepitoisuuksien nousua. Puroja ja oja pitkin valuva orgaaninen aines voi aiheuttaa kuormitusta pienelle vesialueelle, mutta luonnonhuuhtouman osuutta kuormituksesta ei ole tutkittu.

2.3 Aiemmat tutkimukset ympäröivällä merialueella

Espoon ja Helsingin rannikoiden veden laatua, kasviplanktonleviä ja pohjaeläimiä on tutkittu osana Helsinki-Espoon merialueen yhteisvelvoitetarkkailua 1970-luvulta lähtien. Vuodesta 2000 lähtien velvoitetarkkailussa on ollut mukana yksi havaintopaikka Espoon sisäsaaristosta: Ryssjeholmsfjärden. Näytteitä on otettu avovesiaikana noin kymmenen kertaa vuodessa. Vuonna 2005 velvoitetarkkailuun lisättiin kaksi sisäsaariston pistettä, joilta merialueen tilaa seurataan vuosittain (kts. Kuva 1). Velvoitetarkkailua on hoitanut Helsingin kaupunki alusta alkaen ja tulokset julkaistaan vuosittain raportilla (kts. esim. Autio ym. 2007; Kajaste ym. 2009). Yhteisvelvoitetarkkailuun kuuluu myös kalataloudellinen raportointi (esim. Lintinen 2007; Lintinen & Peltonen 2009).

Sedimentin laatua tutkimusalueella on selvitetty osana Espoon piensatama-tutkimusta, jolloin tutkittiin haitta-ainepitoisuuksia Svinön venesatamasta (Ruohonen 2006). Svinössä sedimentin pintakerroksesta havaittiin alhaisia määriä raskasmetalleja, organotinayhdisteitä ja öljyhiilivetyjä (Ruohonen 2006). Raskasmetalleista sinkin, kuparin ja lyijyn alkuperä on todennäköisesti veneiden pohjamaaleista (antifouling) (Mikulic ym. 2008).

Ruoppausten fysikaalis-kemiallisia vaikutuksia on seurattu Suvisaaristossa 2000-luvun suurruoppausten yhteydessä. Vuonna 2004–2006 ruopatun Bosund-Felsund-Stensund -väylän ympäristötarkkailun toteutti Kala- ja vesi Oy (Niinimäki 2006) ja vuonna 2006 ruopatun Ramsionlahden ympäristötarkkailun teki Uudenmaan ympäristökeskus (Lehtoranta & Ahlman 2009). Kala- ja Vesitutkimuksen tekemässä selvityksessä ruoppausten todettiin nostava veden kiintoainepitoisuutta ja sameutta (Niinimäki 2006). Ravinnepitoisuudet nousivat hieman ja happipitoisuudet puolestaan laskivat hieman ruoppausten jälkeen. Vaikutukset jäivät kuitenkin lyhytkestoiseksi.

Ramsionlahden ruoppaustutkimus osoitti, että ruoppaus vaikuttaa veden laatuun sitä heikentäen (Lehtoranta & Ahlman 2009). Veden sameus ja kiintoainepitoisuus nousivat sekä ruoppauspaikoilla että vertailupisteellä korkeiksi välittömästi ruoppauksen jälkeen ja pysyivät tavanomaista korkeampina seuraavaan kevääseen asti. Ruoppaus nosti myös veden ravinnepitoisuuksia – liukoisista ravinteista nitraatti-nitriittityppi kohosi jatkuvasti vielä kuukausi toimenpiteen päättymisen jälkeen. Ammoniumtyppi- ja fosfaattifosforipitoisuudet kääntyivät laskuun kuukaudessa ruoppauksen päättymisestä. Myös kokonaistyyppi- ja -fosforipitoisuudet nousivat ruoppauksen myötä, mutta laskivat takaisin ruoppausta edeltäviin arvoihin kuukaudessa ruoppauksen päättymisestä. (Lehtoranta & Ahlman 2009)

Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos on tutkinut kalanpoikasten esiintyvyyttä laajalla rannikkovyöhykkeellä touko-kesäkuussa 2008 (Kallasvuo 2009). Tutkimukseen kuului Suvisaaristosta tämän tutkimuksen kohdealueelta Lilla Pentalan pohjoisosassa, Soukansalmi ja Poilahti. Lilla Pentalan pohjoisosassa havaittiin silakan mätiä, Soukansalmessa silakan- ja tokkojen poikasia sekä Poilahdessa hauen- ja ahvenenmätiä sekä hauen-, piikkikalojen- ja salakanpoikasia (Kallasvuo 2009).

3 Kesän 2009 näytteenotto

Kesän 2009 näytteenoton suunnittelua ohjasivat vesienhoitolain (1299/2004) ja -asetuksen (1040/2006) mukaiset ekologisen luokittelun kriteerit. Asetuksen liitteen 1 mukaan biologisiin tekijöihin rannikkovesissä kuuluvat kasviplanktonlevät, makrolevät ja pohjaeläimet; hydrologis-morfologisiin tekijöihin syvyyden vaihtelu, pohjan rakenne ja laatu sekä fysikaalis-kemiallisiin tekijöihin ravinne- ja happiolot, lämpötila ja näkösyvyys. Lisäksi luokittelussa on huomioitava vedessä mahdollisesti esiintyvien aineiden vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen (1022/2006) mukaisten ympäristölaatumien ylittävät pitoisuudet. Tähän selvitykseen parhaiten soveltuviksi parametreiksi katsottiin pohjaeläimet, vesinäytteiden fysikaalis-kemialliset muuttujat ja kasviplankton.

Kaikki näytepisteet sijaitsivat Hönsholmenilla, Skaddanin ja Marenin välissä Skaddanilla (Poilahti), Bredvikenin keskiosassa sekä Svartholmeninlahdella. Hönsholmen valittiin mukaan, koska se on ainoa syväanne. Skaddanin katsottiin soveltuvan vertailupisteeksi kuivatulle ja ruopatulle Svartholmeninlahdelle. Bredviken otettiin mukaan sijaintinsa vuoksi sekä siksi, että lahden itäpuolen rantoja on ruopattu viime vuosina.

3.1 Sääolosuhteet näytteenottojakson aikana

Näytteenottojakson aikana säätilasta tehtiin havaintoja sekä näytteenottopäivinä että niitä edeltävinä päivinä. Vedenkorkeuden muutoksia Helsingin asemalta seurattiin Ilmatieteen laitoksen verkkosivuilta (Ilmatieteen laitos 2009a) heinäkuusta syyskuuhun.

3.2 Morfologia ja pohjasedimentin laatu

3.2.1 Morfologia

Morfologia kuvaa vesialtaiden fyysistä rakennetta, jota mitataan yleensä pinta-alan, vesisyvyyden, tilavuuden ja avoimuuden avulla. Tutkimusalueen pinta-ala määritettiin paikkatieto-ohjelma ArcMap:n versiolla 9.2 ja havaintopaikkojen syvyyksiä määritettiin näytteenottojen yhteydessä veneen kaikuluotaimella. Pinta-alan ja alueen keskisyvyyden perusteella laskettiin näiden muuttujien dynaaminen suhdeluku (dynamic ratio, DR) Håkansonin (2008) esittämällä kaavalla (1)

$$DR = \sqrt{A/D}$$

A = alueen pinta-ala, km²

D = keskisyvyys, m.

Dynaamisen suhdeluvun perusteella rannikot voidaan jakaa kahteen tyyppiin: kun $D < 0,25$, on kyse syvästä vesialueesta, jolla tapahtuu sedimentoitumista ja jonka sedimentissä esiintyy happivajeita. Matalilla rannikkoalueilla $DR \geq 0,25$. Suhdeluvun avulla laskettiin tutkimusalueen kuormitusherkkyysindeksi (Sensitivity Index, SI) kaavalla (Håkanson 2008) (2)

$$SI = \sqrt{((DR/0,25)/Ex)}$$

Ex = avoimuuskerroin

Avoimuuskerroin laskettiin kaavalla (Håkanson 2008)

(3)

$$Ex = A_t/A \cdot 100$$

A_t = tutkimusaluetta ympäröivän sisäsaariston pinta-ala, km²

A = tutkimusalueen salmen pinta-ala, km²

Avoimuuden mukaan rannikot voidaan luokitella kolmeen tyyppiin: erittäin sulkeisilla lahdilla $Ex=0-0,002$, sulkeisilla merenlahdilla $Ex=0,002-1,3$ ja avomerellä avoimuus puolestaan on suuri ja saa arvoja $Ex > 1,3$ (Håkanson 2008).

Tutkimusaluetta ympäröivä sisäsaaristo kuuluu vesimuodostumaan Suvisaa-risto-Lauttasaari, jonka pinta-ala on 48,2 km². Tätä pinta-alaa rajattiin kuitenkin niin, että vesimuodostuman itärajaksi tuli Lauttasaaren sijaan Koukkuniemi, jolloin ympäröivän sisäsaariston pinta-alaksi saatiin $A_t=34,16$ km². Tutkimusalueen yksittäisten salmien pinta-aloja verrattiin tähän lukuun avoimuuden laskennassa.

Kuormitusherkkyyssindeksi kuvaa tutkittavan rannikkoalueen kykyä sietää ulkoista ravinnekuormitusta ja se perustuu rannikkoalueen pinnanmuodoista joh-
tuvaan avoimuuteen/sulkeutuneisuuteen ja vesialueen tilavuuteen (Håkanson 2008). Kuormitusherkkyyssindeksi voi saada arvoja yhdestä viiteenkymmeneen ja luokittelurajat on esitetty alla (Taulukko 1).

Taulukko 1. Herkkyyssindeksin mukaiset arvot ja luokat (Håkanson 2008).

SI -indeksin arvo	Luokka
$SI > 50$	Äärimmäisen herkkä
$10 < SI < 50$	Hyvin herkkä
$5 < SI < 10$	Herkkä
$1 < SI < 5$	Hieman herkkä
$SI < 1$	Ei herkkä

3.2.2 Sedimentti

Pohjan laatua havainnoitiin kvantitatiivisesti pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä. Sedimentin tiettyjen alkuaineiden pitoisuuksia tutkittiin ruoppauksen yhteydessä Bosundista toukokuussa, jolloin ruopatun massan juurakosta tehtiin Viljavuuspal-
velu Oy:ssä sulfiittimaan sekä marja- ja vihannesmaan mukaiset alkuainemäärytyk-
set. Ruopatun massan näytteenotto tapahtui ruoppausta seuraavana päivänä lapi-
oimalla juurakosta savea ja siinä olevia juurien palasia näytepurkkiin.

Varsinaisen sedimenttitutkimuksen teki Geologian tutkimuskeskus (GTK) 6.7.2009. Tutkimuksessa sedimentin laatua tarkasteltiin syvyydeltä 0–30 cm yh-
teensä neljältä havaintopaikalta. Soveltuvat näytteenottopaikat etsittiin kaiku-
luotaamalla ja luotaustulosten perusteella sedimenttinäytteet otettiin Hönshol-
menilta, Björköfjärdeniltä ja Svartholmenin itäpuolelta (kts. Kuva 1). Näytteistä
tutkittiin sedimentin pinnan hapellisuus, kerroksellisuus ja sedimentin muodos-
tumisnopeus (sedimentaationopeus). Lisäksi näytteet siivutettiin senttimetrin vä-
lein ja siivut säilöttiin myöhemmin tehtäviä kemiallisia lisäanalyysejä varten.

3.3 Pohjaeläimistö

Näytteet otettiin 23.–24.6.2009 Ekman-Birge -tyyppisellä kouranoutimella, jonka pinta-ala oli 289 cm². Kultakin havaintopaikalta tehtiin viisi nostoa eri puolilta venettä ja nostot yhdistettiin heti veneessä samaan saaviin ympäristöhallinnon suositusten mukaisesti (Suomen ympäristökeskus & Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008). Näytteet seulottiin 0,5 mm seulalla rannassa vesiletkua apuna käyttäen. Seulokset säilöttiin denaturoituun etanoliin, jota lisättiin niin paljon, että seulosten alkoholipitoisuudeksi tuli n. 80 %.

Poiminnassa apuna käytettiin suurentavaa lamppua ja määrittäminen tehtiin preparointimikroskoopin avulla. Määrittäminen tehtiin laji- tai sukutasolle lukuun ottamatta harvasukasmatoja (Oligochaeta) ja surviaissääskien toukkia (Chironomidae), joille ei voitu tehdä heimotasoa tarkempaa määrittäystä tiukan aikataulun vuoksi. Harvasukasmatojen ja surviaissääskien toukkien lajimäärittäminen tuomaa lisäinformaatiota ei myöskään pidetty välttämättömänä, sillä kaikissa näytteissä esiintyi muitakin pohjaeläinheimoja.

Näytekohtaisten tulosten perusteella tehtiin ekologinen luokitus Brackish water Benthic Indexin (BBI) mukaan (Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008). BBI -indeksi perustuu pohjaeläinten eri lajien elinympäristövaatimuksiin ja ympäristöstressinsietokykyyn sekä eri lajien lukumäärään ja vallitsevuuksiin (Perus ym. 2007). Indeksillä on kehitetty erityisesti Itämeren pohjille pohjille ja siinä otetaan huomioon sekä havaintopaikan sijainti ja syvyys että havaittujen pohjaeläinlajien määrä, tiheys ja kuormitusherkkyys.

BBI -indeksi laskettiin kaavalla (Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008) (4)

$$BBI = [(BQI/BQI_{\max}) + (H'/H'_{\max})] / 2 * [(1-1/AB_{\text{tot}}) + 1-1/S] / 2$$

BQI = pohjanlaatuindeksi Benthic Quality Index* (Rosenberg ym. 2004)

BQI_{max} = Vesimuodostuman tyyppi- ja syvyysluokkakohtainen korkein mahdollinen BQI -arvo (Suvisaaristossa Ss 0–10 m BQI_{max} = 8,06)

H' = Shannon-Wienerin indeksi, joka lasketaan $H' = -\sum (p_i * \log(p_i))$, jossa p_i = lajin yksilömäärän osuus kaikkien lajien yhteisyyksilömäärästä, yks./m².

H'_{max} = Vesimuodostuman tyyppi- ja syvyysluokkakohtainen korkein mahdollinen H' -arvo (Suvisaaristossa Ss 0–10 m H'_{max} = 2,80)

AB_{tot} = Yksilöiden kokonaistiheys, yks./m²

S = Taksonimäärä

* BQI laskettiin kaavalla (Rosenberg ym. 2004) (5)

$$BQI = [\sum (A_i/A_{\text{tot}} * ES_{50})] * \log(S+1)$$

A_i = Lajin tiheys, yks./m²

ES₅₀ = Pistearvo lajin kuormituksen sietokyvyille (Liite 3)

A_{tot} = Kaikkien lajien kokonaissyksilötiheys (yks./m²)

S = Taksonien havaintopaikkakohtainen yhteismäärä

Havaintopaikkakohtaisia BBI -indeksiä verrattiin ekologisen luokittelun mukaisiin raja-arvoihin (Taulukko 2). Samoin meneteltiin havaintopaikkojen keskimääräisen (mediaani) BBI -indeksiä kanssa.

Taulukko 2. Pohjaeläinten BBI -indeksin luokkarajat (Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008). Taulukossa E merkitsee erinomaista, H hyvää, T tyydyttävää, V välttävää ja Hu huonoa tilaa. ELS kuvaa indeksiarvojen poikkeavuutta luonnontilaisista arvoista.

Suomenlahti, sisäsaaristo (Ss 0-10 m)	Vertai luolat	E/H	H/T	T/V	V/Hu
BBI	0,63	0,55	0,33	0,22	0,11
ELS_BBI		0,87	0,52	0,35	0,17

3.4 Kasviplankton

Kasviplanktonleviä tarkasteltiin määrällisesti klorofylli-*a*-pitoisuuksien ja laadullisesti levälajien perusteella. Klorofyllinäytteet otettiin vesinäytteiden yhteydessä kokoomanäytteestä 0–1 m (Hönsholmenilla 0–2 m). Lajinäytteet suodatettiin lisäksi kentällä 10 µm (20.7. ja 3.8.2009 25 µm) haavia käyttäen. Klorofyllinäytteet analysoitiin kuten vesinäytteet, kun taas levälajien tutkiminen tehtiin mikroskopoimalla leväsolut laji-/sukutasolle. Lajitarkastelussa Bredvikenin näytteistä jouduttiin jättämään pois heinä- ja syyskuun alun näytteet.

Lajinäytteiden analysoinnissa eri kasviplanktonlajien esiintymistä tarkasteltiin huomioiden kunkin lajin ekologiset vaatimukset elinympäristönsä suhteen. Klorofylli-*a*-pitoisuuksien keskimääräisiä (aika- ja paikkakohtainen mediaani) arvoja verrattiin ekologisen luokittelun luokkarajoihin (Taulukko 3). Ekologinen laatusuhde (ELS_µg/l) kuvaa levämäärien suhdetta tarkasteltavan alueen ja samankaltaisen luonnontilaisen rannikkoalueen välillä. Taulukossa 3 on esitetty luokkarajat myös yhdistetyille pohjaeläinten ja klorofyllimäärien raja-arvoille (ELS_yht.) (kts. Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008).

Taulukko 3. Kasviplanktonin määrää kuvaavan klorofylli-*a*:n luokkarajat (µg/l) ekologisessa luokituksessa (Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008). Taulukossa E merkitsee erinomaista, H hyvää, T tyydyttävää, V välttävää ja Hu huonoa tilaa.

Suomenlahti, sisäsaaristo	Vertai luolat	E/H	H/T	T/V	V/Hu
µg/l	2,6	3,2	4,7	13	26
ELS_µg/l		0,81	0,55	0,20	0,10
ELS_yht.		≤ 0,8	≤ 0,6	≤ 0,4	≤ 0,2

3.5 Veden fysikaalis-kemiallinen laatu

Vesi- ja kasviplanktonnäytteet otettiin viikoilla 28–36, näytteenottopäivien ollessa 8.7, 20.7, 3.8, 17.8 ja 3.9. Näytteenottimena käytettiin Limnos -putkinoudinta (V=2,7 l). Vesinäytteenottojen yhteydessä tehtiin yleisluontoisia havaintoja havaintopaikoilla ja niiden läheisyydessä esiintyvistä vesikasveista. Varsinaista kasvillisuuskartoitusta ei tehty eikä havaittujen vesikasvien runsautta arvioitu kuin silmämääräisesti satunnaisilta paikoilta.

Vesinäytteiden tulokset analysoitiin vertaamalla saatuja arvoja kirjallisuusviitteisiin sekä laskemalla tuloksista havaintopaikkakohtaisia keskilukuja, eri muuttujien välisiä korrelaatioita ja selitysasteita Microsoft Office Excelin avulla.

3.6 Näkösyvyyshavainnointi

Veden laatua tutkimusalueella ja sen läheisyydessä selvitettiin laboratorioanalyysien lisäksi paikallisten asukkaiden ja toimijoiden suorittamalla näkösyvyyshavainnoinnilla. Havaintoja houkuteltiin mukaan projektitiedotteella ja heille järjestettiin kaksi avointa yleisötilaisuutta, joissa opastettiin näkösyvyyden mittausta. Havaintajat tekivät itse mittalevyn tai lainasivat projektin ostamia levyjä. Havaintopaikkaverkosto muodostui maantieteellisesti hyvin kattavaksi, vaikka havaintajat mittasivat pääsääntöisesti omilta laitureiltaan. Havaintojaksona olivat viikot 27–33, jonka aikana mittauksia tehtiin noin kahdesti viikossa. Lopuksi havaintajat toimittivat havaintolomakkeensa Uudenmaan ympäristökeskukseen.

Näkösyvyyshavaintopaikkojen ajallisista mediaaniarvoista laskettiin mediaani. Sekä vesinäytteenoton yhteydessä mitattuja näkösyvyysarvoja että asukkaiden mittaamia arvoja verrattiin ekologisen luokittelun mukaisiin arvoihin (Taulukko 4).

Taulukko 4. Ekologisen luokittelun luokkarajat rannikkovesien veden laadussa (näkösyvyys) (Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus 2008). Taulukossa E merkitsee erinomaista, H hyvää, T tyydyttävää, V välttävää ja Hu huonoa tilaa.

Suomen-lahti, sisäsaaristo	Vertailuluokat	E/H	H/T	T/V	V/Hu
Näkösyvyys (m)	5,4	4,5	3,0	1,1	0,5

Lisäksi aineistosta selvitettiin veden kiintoainepitoisuuden, sameuden, klorofylli-*a*-pitoisuuden sekä kokonaisfosfori- ja -kokonaistyyppipitoisuuden osuutta näkösyvyyksien selittävinä tekijöinä. Elokuun lopussa 26.8.2009 havaintajille järjestettiin asukasilta, jossa tuloksia ja niiden tulkintaa esiteltiin havaintajille ja muille paikallisille.

3.7 Alueella tehtyjen ruoppausten tarkastelu

Ruoppaustiedot poimittiin Länsi-Suomen ympäristölupaviraston päätöksistä sekä ympäristöhallinnon Hertta -rekisterin Vesistötyöt -osasta. Tietoja haettiin Hertassa aikajaksolta 2000–2008 kahdella hakuehdolla: "Vesistötyöt" -kohdassa hakuehtojen hanketyypiksi laitettiin "Ilmoitus vesirakennustyöstä (ruoppaus)" ja "Kulkuväylät ja muut vesiliikennealueet". "Rakenteet ja toimenpiteet" -kohtaan tyyppiksi hakuehtoihin laitettiin "Ruoppaus". Molempiin hakuihin alueeksi laitettiin Espoo ja hankkeen alkuajaksi 2000–2008. Hakutuloksista poimittiin kaikki Suvisaaristossa ja Soukan Moisöfjärdenin puoleisella vesialueella tehdyt toimenpiteet. Ruoppaukset oletettiin tehdyiksi samana vuonna, kun niistä oli tehty ilmoitus Uudenmaan ympäristökeskukselle, jollei ilmoituksessa erikseen mainittu tästä poikkeavaa toteutusvuotta.

4 Kesän 2009 näytteenoton tulokset

4.1 Sääolosuhteet näytteenottojakson aikana

Suomenlahdella veden pintalämpötilat olivat kesällä 2009 pitkäaikaikeskiarvojen tasolla (Ilmatieteenlaitos 2009a). Myös vedenkorkeudet sekä aallonkorkeudet olivat viime kesänä tyypillisiä (Ilmatieteenlaitos 2009b). Vedenkorkeudet tosin jäivät hieman keskimääräistä alemmalle tasolle, Suomenlahdella vedenkorkeus kesäelokuussa 2009 oli välillä -30 cm ja +43 cm (Ilmatieteenlaitos 2009b). Suvisaariston ilmasto-olosuhteet näytteenottokauden aikana on esitetty alla (Taulukko 5).

Taulukko 5. Sääolosuhteet vesinäytteiden ottopäivinä. (*) Vedenkorkeudet luettu Itämeriportaalin sivuilta (Ilmatieteenlaitos 2009b).

	8.7.2009	20.7.2009	3.8.2009	17.8.2009	3.9.2009
Pilvisyys	Aurinkoista	Tihkusadetta	Puolipilvistä	Pilvistä	Aurinkoista
Tuulen voimakkuus	Tyyntä	Tyyntä	Tyyntä	Kohtalainen	Kohtalainen
Vedenkorkeus	n. -15 cm*	n. +5 cm*	n. -5 cm*	n. +20 cm*	n. +15 cm*
Edelliset päivät	Aurinkoista ja tyyntä	Sateista	Rankkasateita	Myrskyistä, sateista	Sateista ja tuulista

4.2 Morfologia ja pohjasedimentin laatu

4.2.1 Morfologia

Vesisyvyys tutkimusalueella vaihtelee vajaasta yhdestä metristä noin kahteen ja puoleen metriin, pois lukien Moisöfjärdenin reilu neljämetrinen syväne (Hönsholm). Havaintopaikoista Hönsholmenin syvyys on 4,4 m, Skaddanin 1,5 m, Bredvikenin 2,0 m ja Svartholmeninlahden 2,0 m. Koko tutkimusalueen keski­syvyydeksi tulee Skaddanin, Bredvikenin ja Svartholmeninlahden arvojen perusteella 1,8 m. Hönsholmenin arvoa ei laskettu mukaan syvyyden keskiarvoon, sillä se edustaa poikkeuksellista syvänealuetta. Tutkimusalueen yhteispinta-ala on noin 0,82 km², josta Bredvikenin osuus on 0,16 km² ja Svartholmeninlahden 0,038 km². Yhteispinta-alan ja keski­syvyyden perusteella lasketun dynaamisen suhdeluvun arvoksi tuli DR=0,67, mikä kuvaa matalaa vesialuetta.

Tutkimusalueella on neljä salmea: Soukansalmi ($A \approx 0,055$ km²), Maren ($A \approx 0,022$ km²), Suinonsalmi ($A \approx 0,051$ km²), Bosund-Falsund ($A \approx 0,00036$ km²) sekä yksi veden vaihtuvuuden kannalta tärkeä lahti: Svartholmeninlahti ($A \approx 0,033$ km²). Näiden vesialueiden keskimääräiseksi avoimuudeksi saatiin $Ex=0,10$, mikä ilmentää sulkeista lahtialuetta. Avoimuuksien keskiarvon ja dynaamisen suhdeluvun mukaan tutkimusalueen kuormitusherkkyiden arvoksi tuli SI=5,2, minkä mukaan tutkimusalue on herkkä kuormitukselle.

4.2.2 Sedimentti

Alueen pohja on pehmeää. Sedimentti koostuu lähinnä savesta ja osittain maatu­neesta orgaanisesta aineksesta muodostuneesta mudasta. Viljavuuspalvelu Oy:n tekemän sedimentin laatututkimuksen mukaan Bosundissa läjitetyn sedimentin juurakko olisi puutarhakäyttöön soveltuvaa. Viljelysmaaksi sedimentin kalsium- ja

fosforipitoisuudet olivat välttäviä ja mangaanipitoisuus huono, mutta pH sekä kalium- ja kuparipitoisuudet hyviä, sinkkipitoisuus korkea ja rikki- ja booripitoisuudet jopa erittäin korkeita (kts. Liite 6).

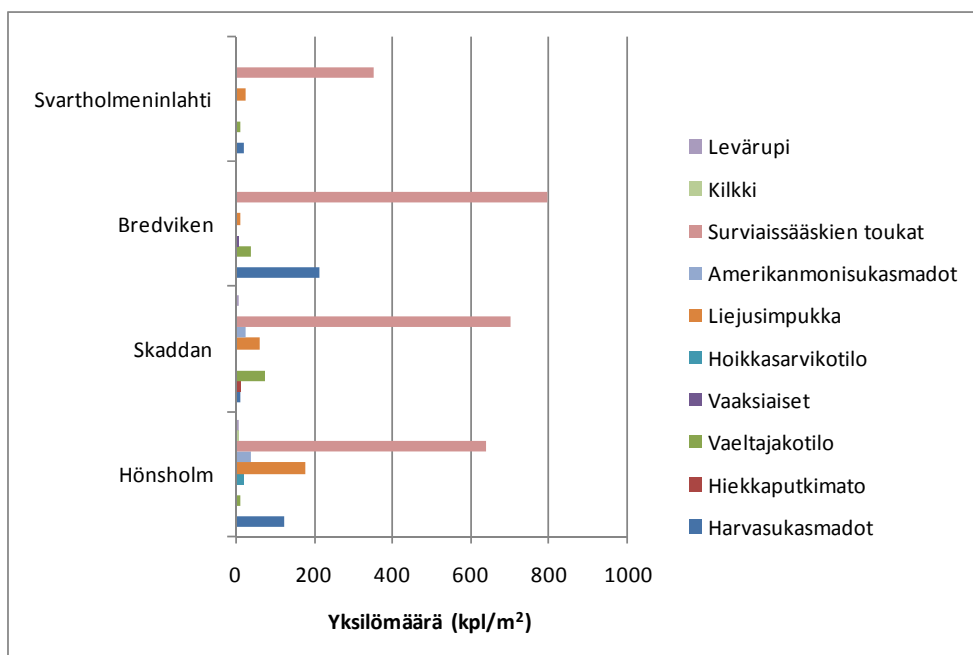
Geologian tutkimuskeskuksen tekemän tarkemman ja laajemman sedimenttitutkimuksen mukaan niin Hönsholmenilla, Björköfjärdenillä kuin Stora Bodölläkin sedimentin pintakerros on hapellinen. Pintakerroksen alapuolella sedimenttirakenne on sekoittunutta Hönsholmenilla ja Björköfjärdenillä, kun taas Stora Bodön sedimenttirakenne oli kerroksellista eli laminoitunutta. Tutkimuksessa selvisi myös, että sedimentaationopeus on Hönsholmenilla hitaampaa kuin ympäröivällä merialueella (Taulukko 6) (Hämäläinen & Vallius 2009). Sedimenttituloksia valmistuu myöhemmin lisää.

Taulukko 6. Sedimentin geologiset ominaisuudet (Hämäläinen & Vallius 2009).

	Sedimentaationopeus (cm/v)	Hapellinen kerros (cm)	Sekoittuneisuus
Hönsholm	0,54	2	Sekoittunut
Staffan SE	≥ 1,3	3	Sekoittunut
Björköfjärden	0,73	1,5	Sekoittunut
Stora Bodö	1,06	1	Kerroksellinen

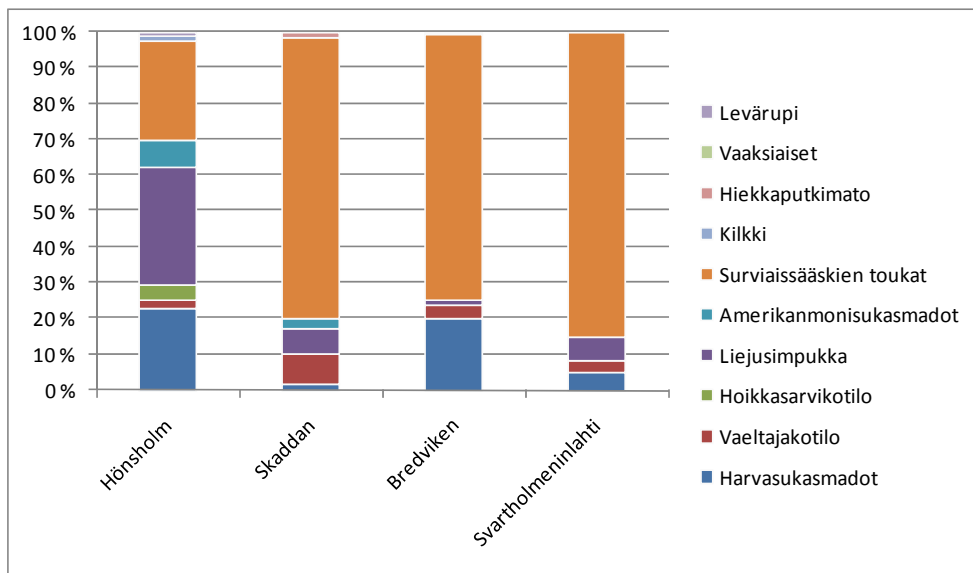
4.3 Pohjaeläinyhteisön koostumus

Pohjaeläintiheyksien perusteella surviaissääskien toukat (Chironomidae) olivat vallitsevia kaikilla havaintopaikoilla (Kuva 3). Toiseksi yleisin laji oli Hönsholmenilla ja Svartholmeninlahdella liejusimpukka (*Macoma baltica*), Skaddanilla vaelajakotilo (*Potamopyrgus antipodarum*) sekä Bredvikenissä harvasukasmadot (Oligochaeta). Harvasukasmadot olivat yleisiä kaikilla muilla havaintopaikoilla paitsi Skaddanilla. Svartholmeninlahdella kaikkien pohjaeläinlajien tiheydet jäivät muita paikkoja huomattavasti alhaisimmiksi.



Kuva 3. Pohjaeläinlajien tiheydet havaintopaikoittain.

Hönsholmenin pohjaeläinlajikoostumus oli tasaista muihin havaintopaikkoihin verrattuna ja eri eläinlajeja oli Hönsholmenilla 8 (Kuva 4). Skaddanilla eri lajeja oli 6, Bredvikenissä 5 ja Svartholmeninlahdella 4. Kaikilla paikoilla esiintyi liejusimpukoita, harvasukasmatoja ja vaeltajakotiloita, Skaddanilla ja Hönsholmenilla edellisten lisäksi amerikanmonisukasmatoa (*Marenzelleria* sp.) ja levärupea (*Electra crustulenta*). Hönsholmenilta havaittiin myös hoikkasarvikotiloita (*Bithynia tentaculata*) sekä yksittäinen kilkki (*Saduria entomon*). Tarkat pohjaeläinlajilistat ovat liitteinä (Liitteet 1 ja 2).



Kuva 4. Pohjaeläinten lajijakauma kuvaa pohjaeläimistön monimuotoisuutta.

BBI -indeksin mukaan arvioitu ekologinen luokka on Suvisaaristossa välttävä (Taulukko 7). Alueellisia eroja löytyi, sillä Hönsholmenilla ja Skaddanilla tila oli tyydyttävä, kun taas Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella ekologinen luokka oli välttävä, raja-arvojen perusteella melkein huono. Ekologinen laatusuhde (ELS) kuvaa Suvisaariston pohjaeläinindeksien arvojen suhdetta samankaltaisen luonnontilaisen rannikkoalueen vastaaviin arvoihin.

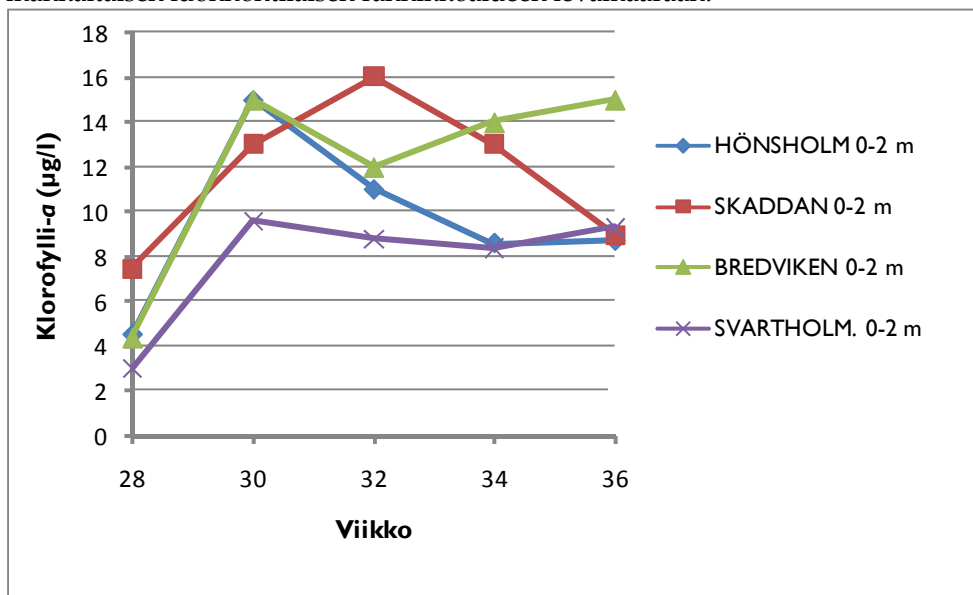
Taulukko 7. Ekologinen luokittelu pohjaeläinten perusteella. T kuvaa tyydyttävää ja V välttävää ekologista luokkaa.

	Hönsholm	Skaddan	Bredviken	Svartholm.	yht_MD
BBI	0,22	0,22	0,13	0,12	0,17
Tilaluokka	T	T	V	V	V
ELS	0,40	0,39	0,31	0,29	0,34
Tilaluokka	T	T	V	V	V

4.4 Kasviplankton

4.4.1 Kasviplanktonin määrä

Vedessä olevan kasviplanktonlevän määrää tutkimuksessa mitattiin vesinäytteistä määritetyn klorofylli-*a*-pitoisuuden perusteella. Levien runsauden perusteella Suvisaariston vesi on rehevää ja pääosin tyydyttävässä kunnossa (Kuva 5 ja Taulukko 8). Ekologinen laatusuhde (ELS) kuvaa Suvisaariston levärunsauden suhdetta samankaltaisen luonnontilaisen rannikkoalueen levämäärään.

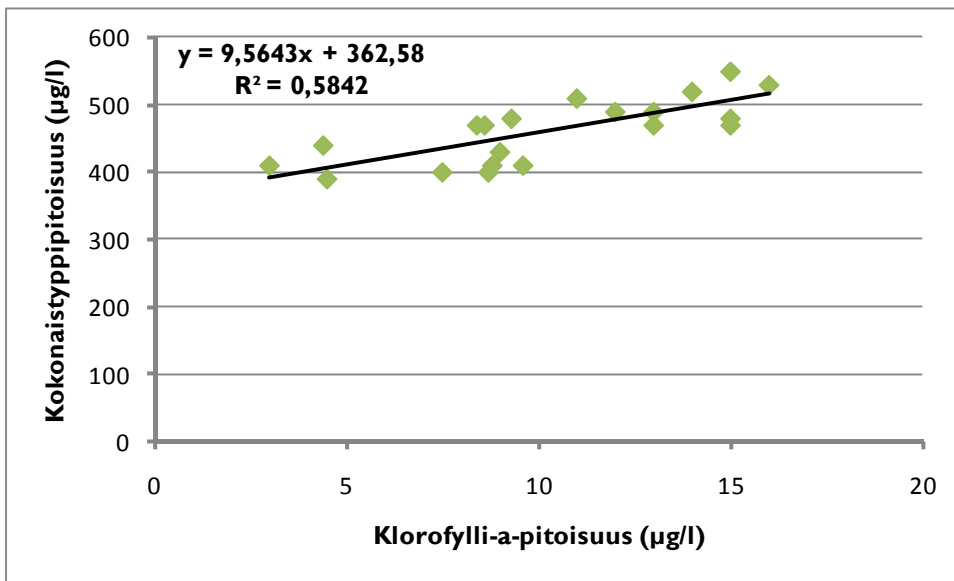


Kuva 5. Klorofylli-*a*-pitoisuus havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

Taulukko 8. Klorofylli-*a*-pitoisuuksien havaintopaikkakohtaiset ajalliset mediaaniarvot ja havaintopaikkojen mediaaniarvojen yhteismediaaniarvo klorofylli-*a*-pitoisuudelle sekä näiden indikoimat ekologiset luokat. Taulukossa T kuvaa tyydyttävää ja V välttävää ekologista tilaa.

	Hönsholm	Skaddan	Bredviken	Svarthom.	yht_MD
µg/l	8,7	13	14	8,8	10,9
Tilaluokka	T	T	V	T	T
ELS	0,54	0,36	0,34	0,53	0,44
Tilaluokka	T	T	T	T	T

Kasviplanktonin määrää selitti parhaiten veden kokonaistyyppipitoisuus ($r^2=0,58$, $n=20$) (Kuva 6), mutta veden kokonaisfosforipitoisuuden ja klorofylli-*a*:n välinen selitysaste oli alhaisempi ($r^2=0,30$, $n=20$).



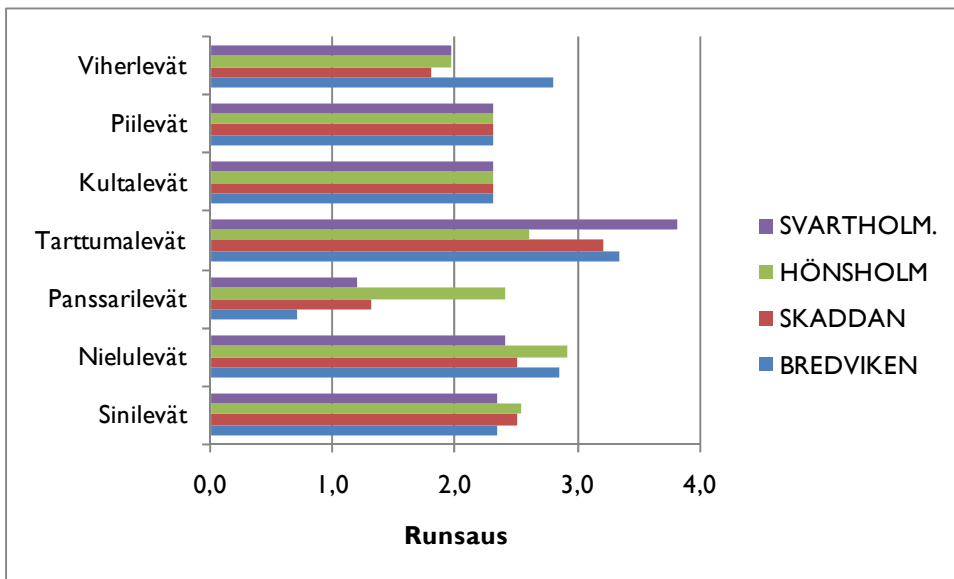
Kuva 6. Klorofylli-a-pitoisuuden ja kokonaistyyppipitoisuuden välinen korrelaatio (n=20).

4.4.2 Kasviplanktonlajisto

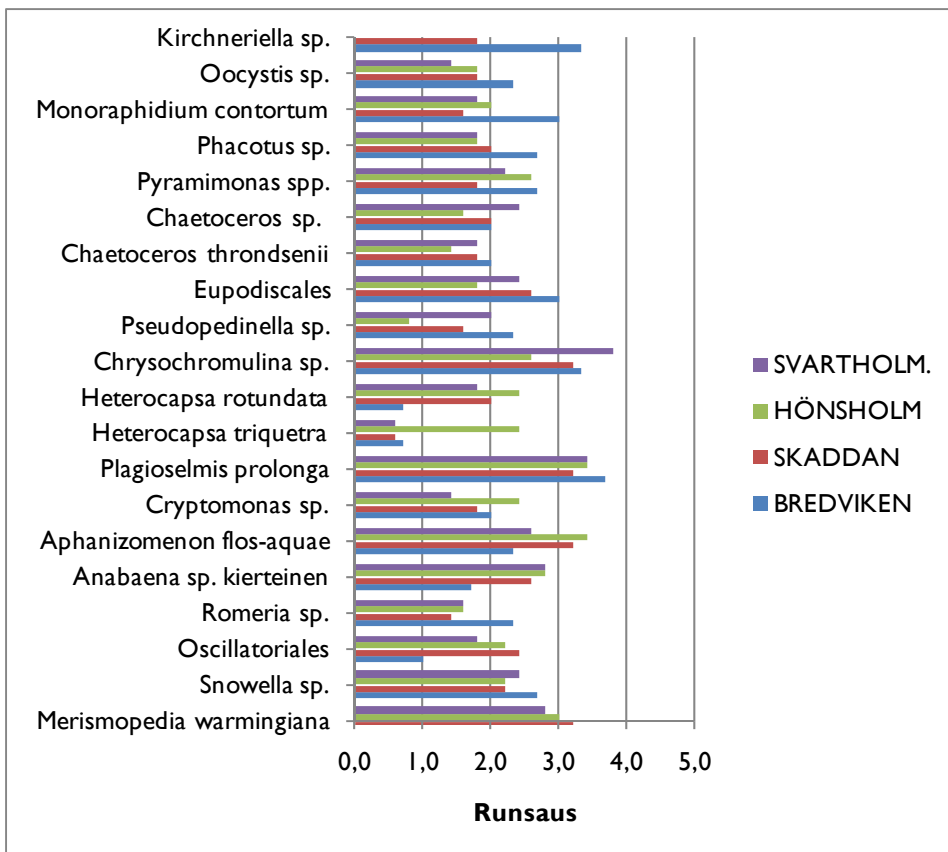
Hönsholmenia lukuun ottamatta runsain kasviplanktonluokka oli tarttumalevät (Haptophyta) (Kuva 7). Tarttumalevät olivat runsaita erityisesti Svartholmeninlahdella. Hönsholmenilla nielu-, tarttuma-, panssari- ja sinilevät olivat runsaudessaan samaa tasoa eivätkä muidenkaan leväluokkien runsaudet eronneet näistä suuresti. Panssarilevien määrä oli Hönsholmenilla huomattavasti suurempi kuin muilla havaintopaikoilla ja viherleviä puolestaan oli runsaimmin Bredvikenissä.

Kasviplanktonlajistossa havaittiin leville tyypillinen muutos: heinä-elokuussa pii-, panssari- ja tarttumalevät olivat yleisimpiä, kun taas sinilevät dominoivat lajistoa elo-syyskuussa (Kts. Liite 8).

Yksittäisistä lajeista runsaimpia olivat kaikilla paikoilla tarttumalevä *Chrysochromulina* sp. ja nielulevä *Plagioselmis prolunga* (Kuva 8). Hönsholmenilla, Skaddanilla ja Svartholmeninlahdella esiintyi paljon myös sinilevälaajien *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena* sp. ja *Merismopedia warmingiana* soluja. Bredvikenissä sen sijaan viherlevälajit *Kirchneriella* sp. ja *Monoraphidium contortum* sekä piilevälahkon Eupodiscales leväsolut olivat runsaampia kuin muilla havaintopaikoilla.



Kuva 7. Kasviplanktonluokkien runsaudet havaintopaikoittain. Runsautta on arvioitu asteikolla 1 yksittäinen, 2 vähäinen, 3 kohtalainen, 4 suuri ja 5 runsas määrä leväsoluja näytettä kohden.

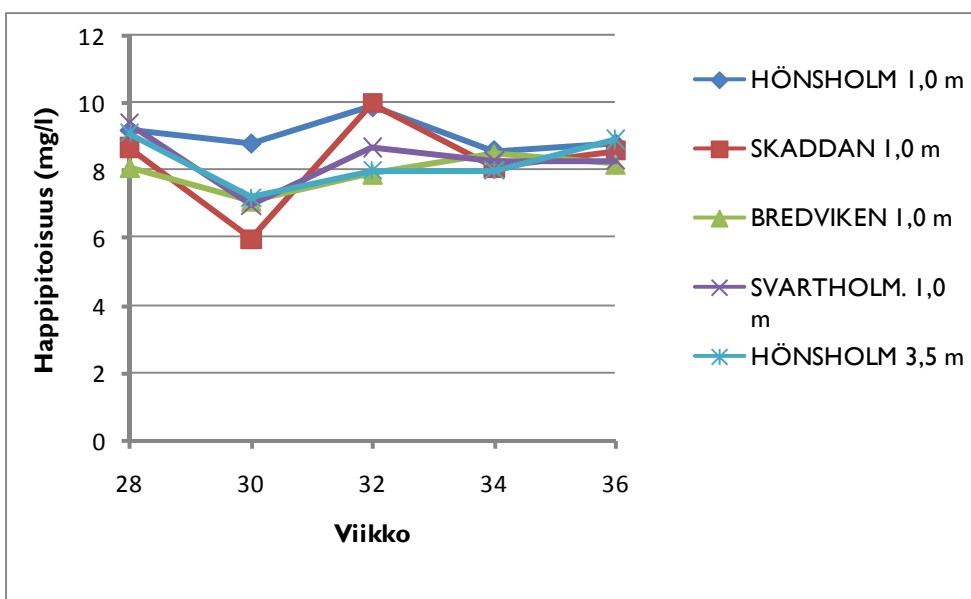


Kuva 8. Kasviplanktonlajien runsaudet havaintopaikoittain. Runsautta on arvioitu asteikolla 1 yksittäinen, 2 vähäinen, 3 kohtalainen, 4 suuri ja 5 runsas määrä leväsoluja näytettä kohden.

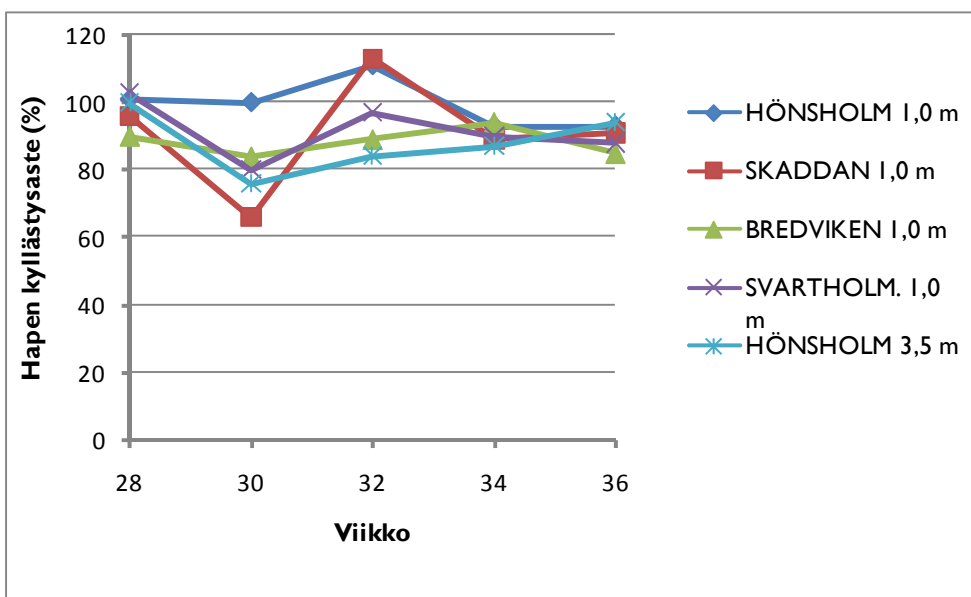
4.5 Veden fysikaalis-kemiallinen laatu

4.5.1 Happipitoisuus

Vesimassa pysyi hapellisena kaikilla havaintopaikoilla läpi tutkimusjakson (Kuva 9). Hapetta oli veteen liuenneena jopa ylimäärin, sillä kyllästysaste ylitti 100 % Hönsholmen pintavedessä ja Skaddanilla elokuun alussa (Kuva 10). Kaikilla havaintopaikoilla happipitoisuudet laskivat heinäkuussa ja nousivat elokuussa, Skaddanilla pitoisuusvaihtelu heinä-elokuussa oli jyrkin.



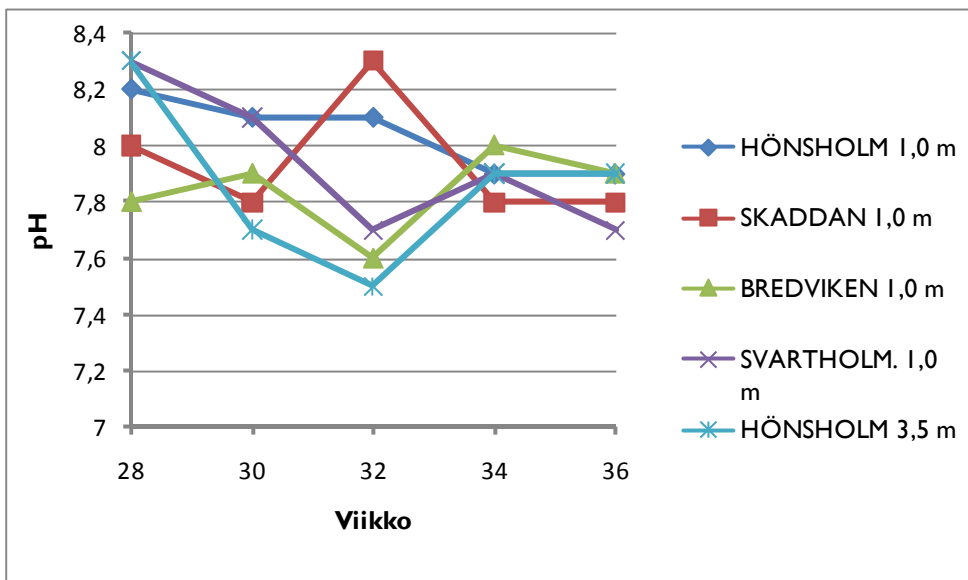
Kuva 9. Happipitoisuuden vaihtelu havaintopaikoilla viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).



Kuva 10. Hapen kyllästysaste havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

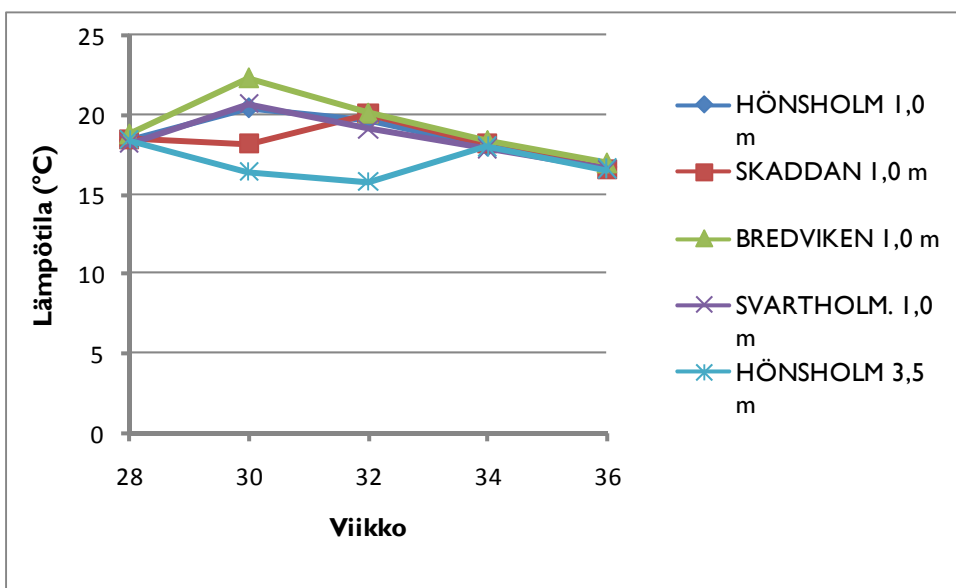
4.5.2 Happamuus, lämpötila ja saliniteetti

Happamuus eli veden pH vaihteli havaintopaikkojen välillä selvästi (Kuva 11). Pääsääntöisesti pH-arvot laskivat heinäkuun alusta elokuuhun asti ja nousivat syyskuun alkuun mennessä. Korkeimmillaan pH-arvot olivat heinäkuun alussa viikolla 28, lukuun ottamatta Skaddanin elokuun alun pH:n huippuarvoa.



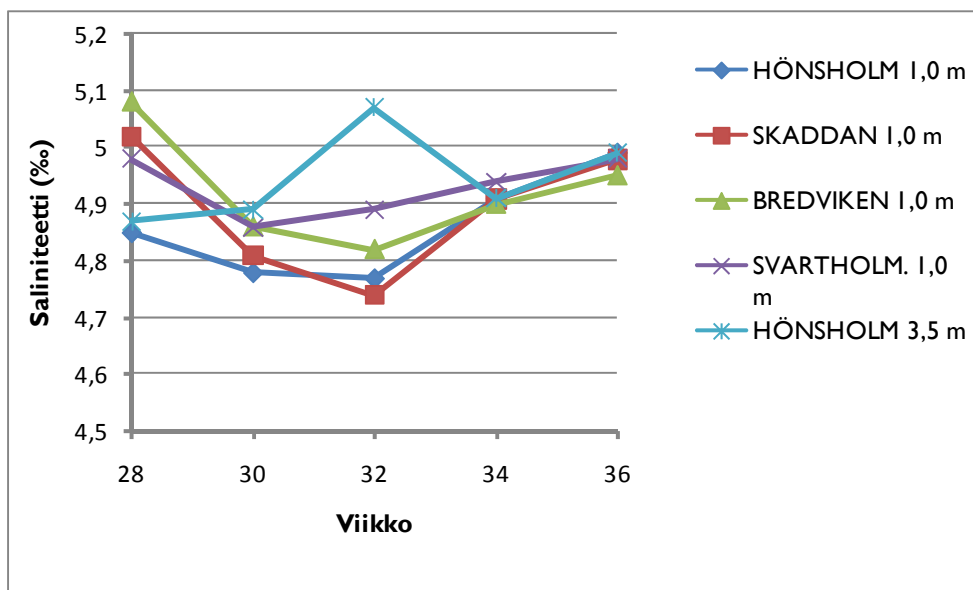
Kuva 11. Veden happamuus havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

Lämpötilat nousivat elokuun alkuun asti, jonka jälkeen ne kääntyivät laskuun (Kuva 12). Heinäkuun lopussa Hönsholmenin syvänteelle muodostui lämpötilan harppauskerros. Veden lämpötilakerrostuneisuuden vuoksi Hönsholmenin syvänteellä keskikesän lämpötila-arvot olivat käänteisiä muille havaintopaikoille ja -syvyyksille. Korkeimmat lämpötila-arvot olivat Bredvikenissä läpi tutkimusjakson.



Kuva 12. Lämpötilojen vaihtelu havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

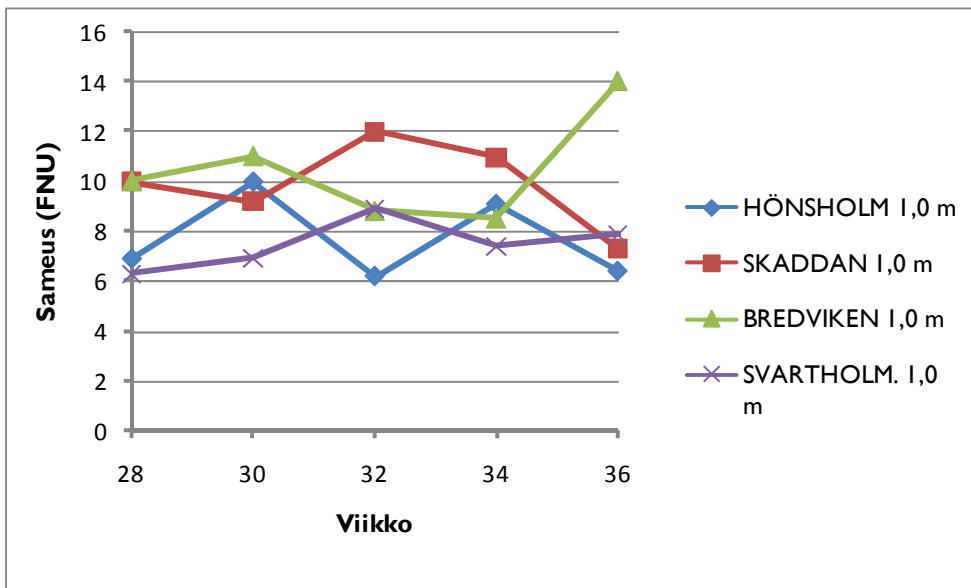
Veden kerrostuttua lämpötilan suhteen, tapahtui myös suolaisuuden kerrostuminen – alusveden saliniteettiarvot olivat Hönsholmenilla suuria ja pintaveden saliniteettiarvot pieniä (Kuva 13). Lämpötilaero päällys- ja alusveden välillä oli suurimmillaan 4,0 °C ja suolaisuusero enimmillään 0,3 ‰. Yleisesti ottaen saliniteettiarvot myötäilivät Suomenlahden sisäsaaristolle tyypillisiä kesäarvoja. Kesäkesällä veden suolaisuus hieman notkahti, mutta nousi alkukesän lukemiin syyskuussa. Lämpötilan ja suolaisuuden muodostama harppauskerros Hönsholmenin syvänteellä purkautui ensimmäisten kovien syystuulien aikana elokuun puolivälissä.



Kuva 13. Saliniteetti eli veden suolaisuus havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

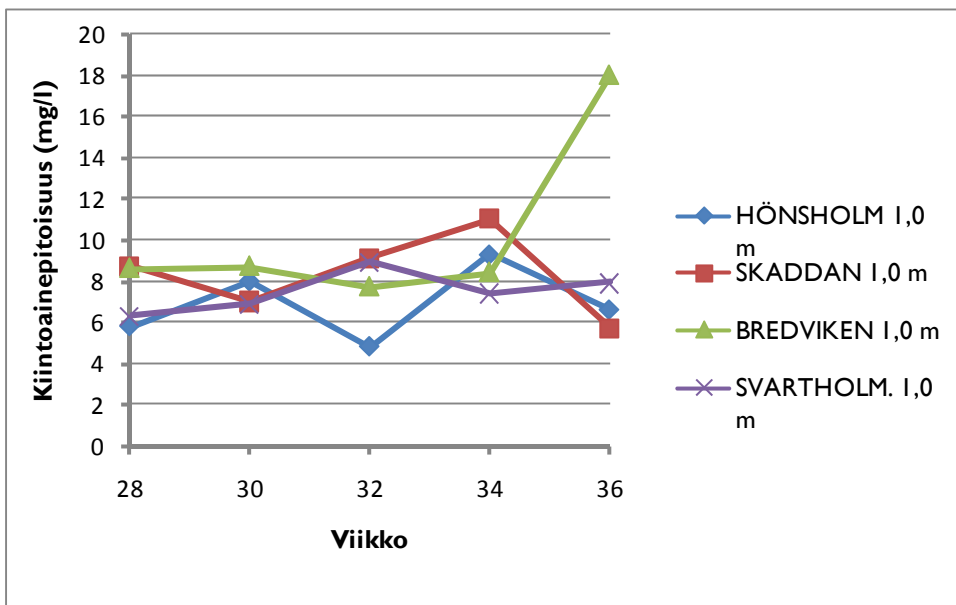
4.5.3 Sameus ja kiintoainepitoisuus

Sameusarvot vaihtelivat havaintopaikkojen välillä voimakkaasti läpi tutkimusjakson (Kuva 14). Hönsholmenilla sameusarvoilla oli kaksi huippua, heinä- ja elokuun loppuissa, joiden välissä arvot laskivat jyrkästi. Bredvikenissä sameus laski heinäkuun lopussa ja nousi Bredvikenissä korkeaksi syyskuun alkuun mennessä. Svartholmeninlahdella ja Skaddanilla puolestaan sameus hieman aleni heinäkuun alusta heinäkuun loppuun mennessä, mutta nousi taas syyskuuta kohden.

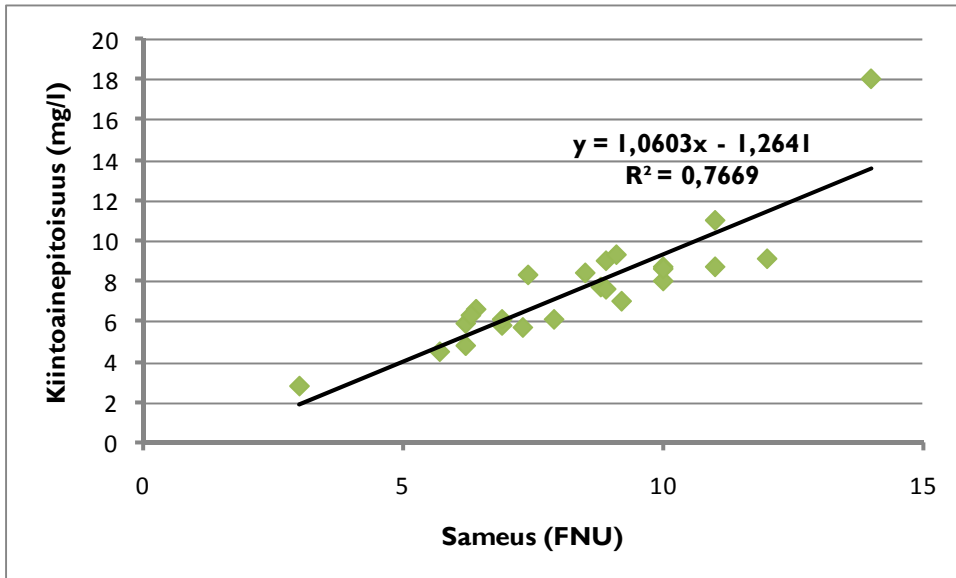


Kuva 14. Veden sameus havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

Kiintoainepitoisuuksien muutokset muistuttivat sameuden muutoksia kaikilla havaintopaikoilla (Kuva 15) ja muuttujien arvojen välinen korrelaatio tuki havaintoa. Kiintoainepitoisuus selitti sameuden muutoksista 77 % (Kuva 16), kun taas veden leväpitoisuus selitti sameudesta vain 37 %.



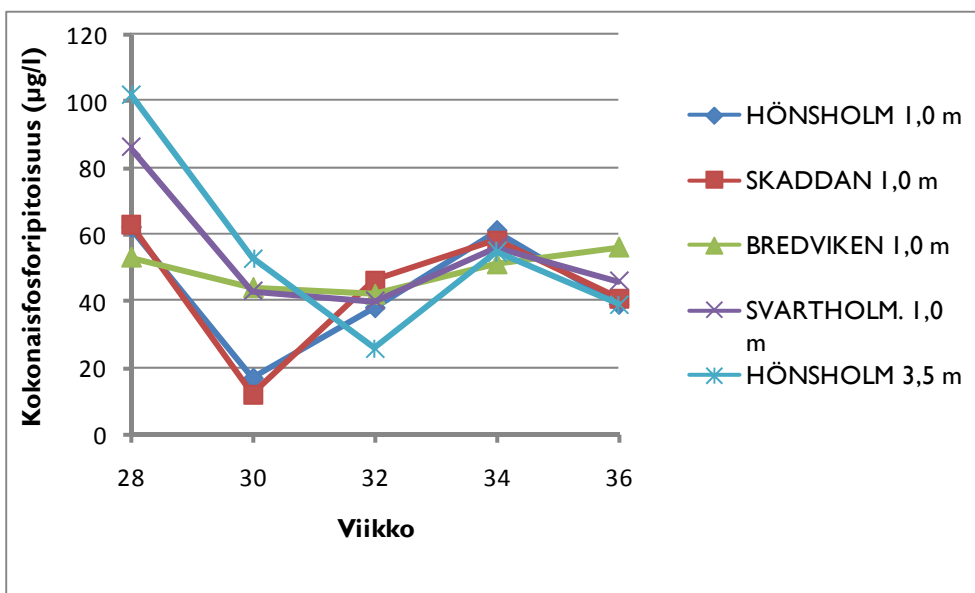
Kuva 15. Veden kiintoainepitoisuus havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).



Kuva 16. Sameuden ja kiintoainepitoisuuden välinen korrelaatio (n=25).

4.5.4 Ravinnepitoisuudet

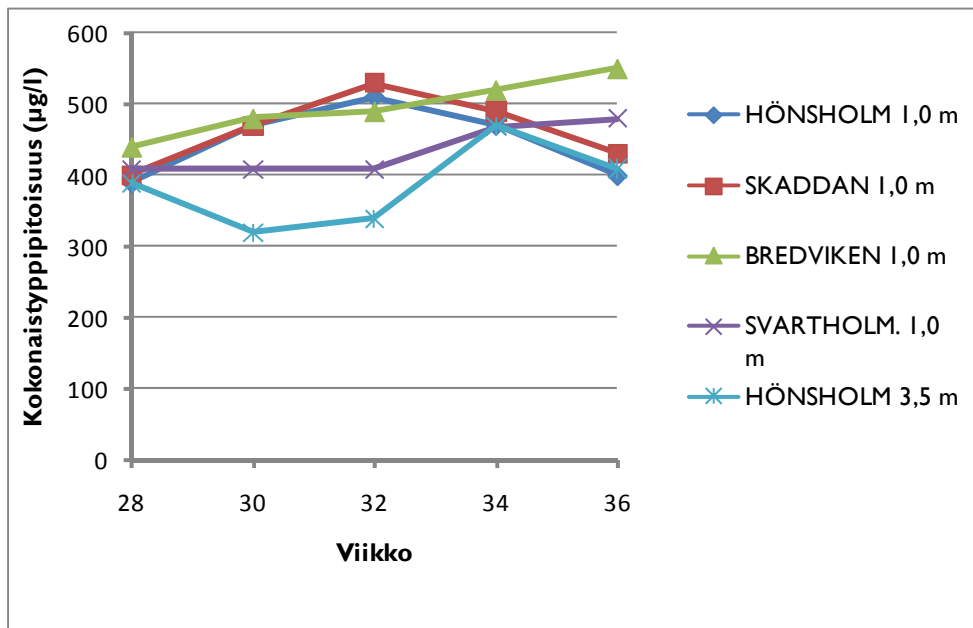
Veden kokonaisfosforipitoisuudet laskivat kaikilla havaintopaikoilla jyrkästi heinäkuun lopussa, nousivat hieman elokuun alussa ja laskivat uudelleen syyskuun alussa (Kuva 17).



Kuva 17. Kokonaisfosforipitoisuus havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

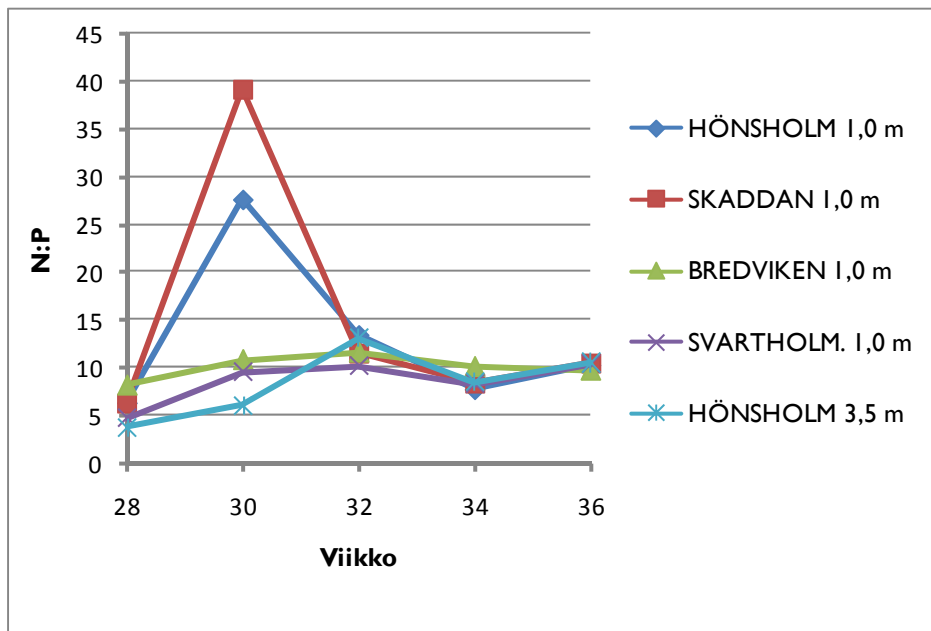
Bredvikenissä kokonaistyyppipitoisuudet nousivat jokaisella havaintokerralla läpi kesän (Kuva 18). Svartholmeninlahdella kokonaistyyppipitoisuudet pysyttelivät samalla tasolla heinä-elokuun, mutta kääntyivät nousuun elokuun lopussa. Hönsholmenilla ja Skaddanilla pitoisuudet nousivat elokuun alkuun asti, jonka jälkeen ne laskivat heinäkuun alun tasolle. Korkeimmillaan kokonaistyyppipitoisuus oli Bredvikenissä syyskuun alussa. Hönsholmenin syvänteiden alusvedessä

kokonaisfosforipitoisuus oli pintaveden arvoja korkeammalla vain heinäkuun alussa.



Kuva 18. Kokonaistyyppipitoisuus havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

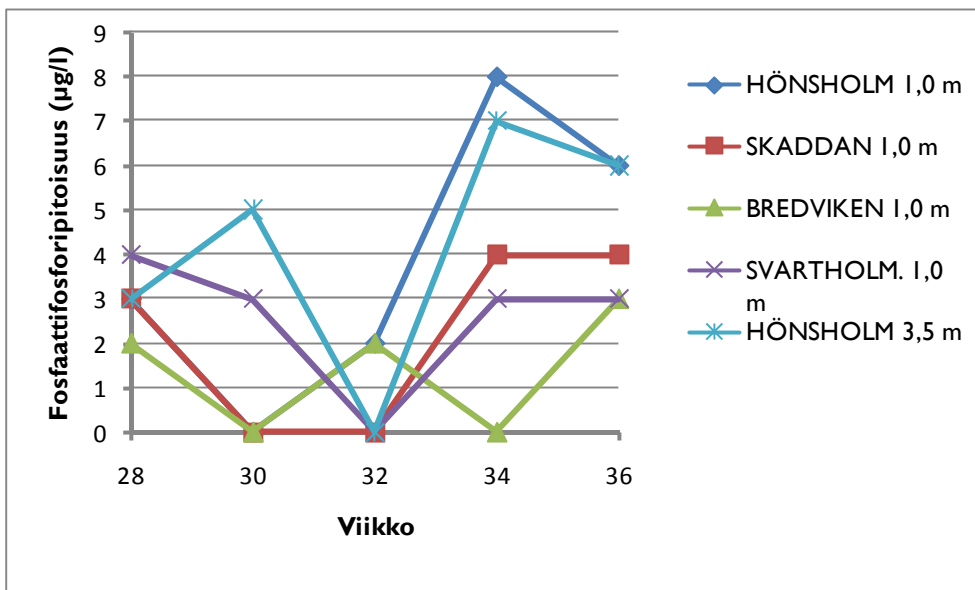
Typhen suhde fosforiin oli alhainen, kesän aikana vaihdellen 4–13 välillä lukuun ottamatta Hönsholmenin ja Skaddanin pintavettä viikolla 30 (Kuva 19).



Kuva 19. Kokonaistyyppipitoisuuksien suhde kokonaisfosforipitoisuuksiin havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

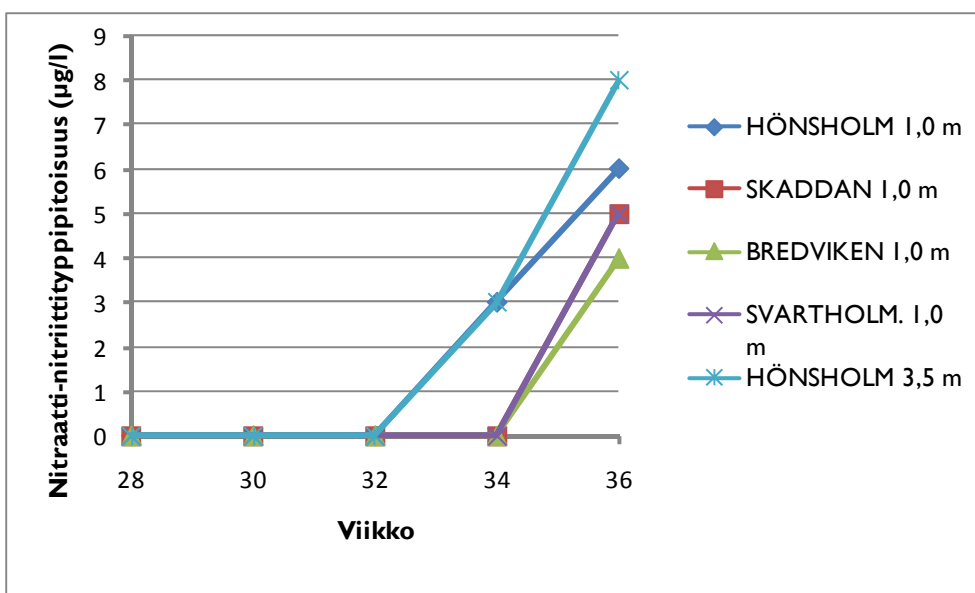
Liukoiset fosfaattifosforipitoisuudet olivat alhaisia läpi näytteenottojakson, lukuun ottamatta poikkeavaa Hönsholmenin heinä- ja elokuun lopun pitoisuuksia (Kuva 20). Elokuun alussa fosfaattifosfori loppui vedestä lähes kaikilla muilla pai-

koilla paitsi Hönsholmenilla ja Bredvikenissä, mistä se loppui vedestä sekä heinä-
että elokuun lopussa.

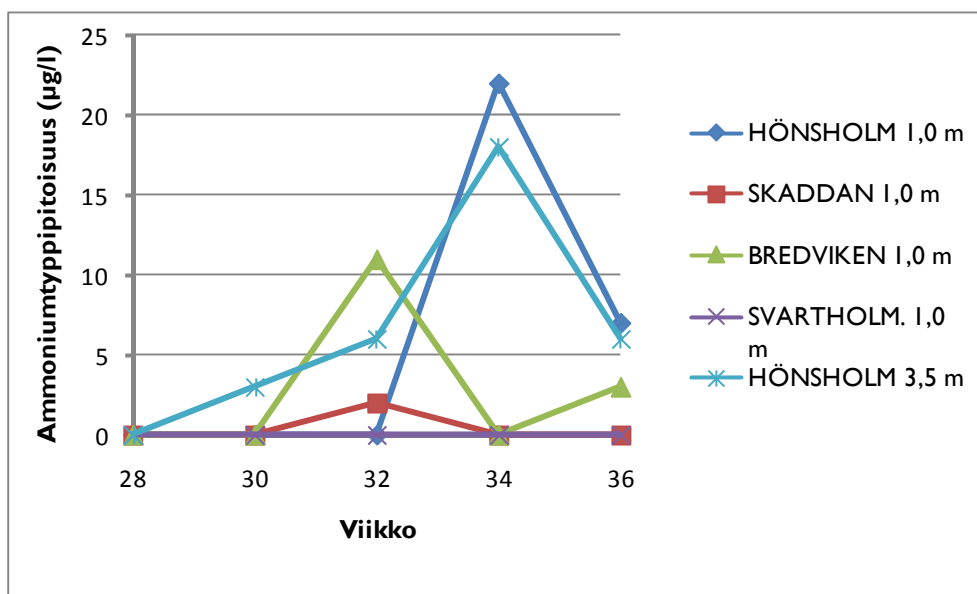


Kuva 20. Liukoiset fosfaattifosforipitoisuudet havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

Liukoiset typen fraktiot olivat vielä niukempia kuin liukaisen fosfaattifosforin pitoisuudet. Liukoista nitriitti-nitraattityppeä havaittiin vedestä vasta elokuussa (Kuva 21). Ammoniumtyyppipitoisuus oli Skaddanilla ja Svartholmeninlahdella alle määritysrajan koko näytteenottojakson ajan (Kuva 22). Hönsholmenin pintaveden ammoniumtyyppipitoisuus nousi hyvin korkeaksi syyskuun alussa, mikä oli ainoa ajankohta, kun Hönsholmenin syvänteen alusvedessä pitoisuudet olivat korkeampia kuin pintavedessä. Bredvikenissä ammoniumtyyppipitoisuuden arvoilla oli kaksi huippua, elokuun alussa ja syyskuun alussa.



Kuva 21. NO₂- ja NO₃-typen pitoisuudet havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).



Kuva 22. NH₄-tyypin pitoisuudet havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

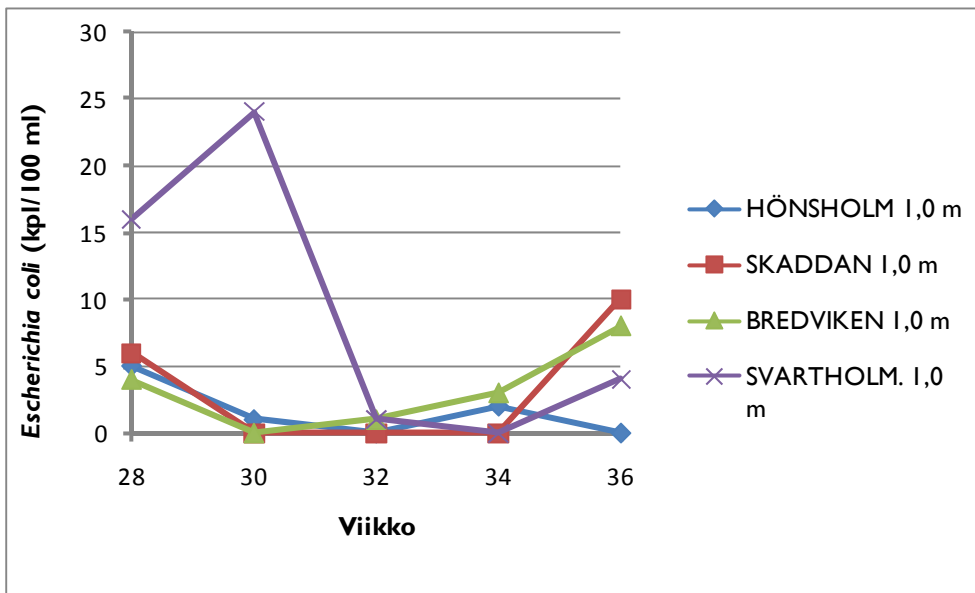
Kaikkien ravinnefraktioiden keskimääräiset suuruudet on esitetty alla (Taulukko 9).

Taulukko 9. Ravinnefraktioiden keskiarvopitoisuudet pintavedessä havaintopaikoittain.

µg/l	Hönsholm	Skaddan	Bredviken	Svartholm.
Tot-P	43	44	49	54
Tot-N	448	464	496	436
PO ₄ -P	4,2	3,0	2,2	3,0
NO ₂ +NO ₃ -N	3,0	3,0	2,4	2,6
NH ₄ -N	7,0	2,0	4,0	2,0

4.5.5 Hygienian indikaattoribakteerien pitoisuus

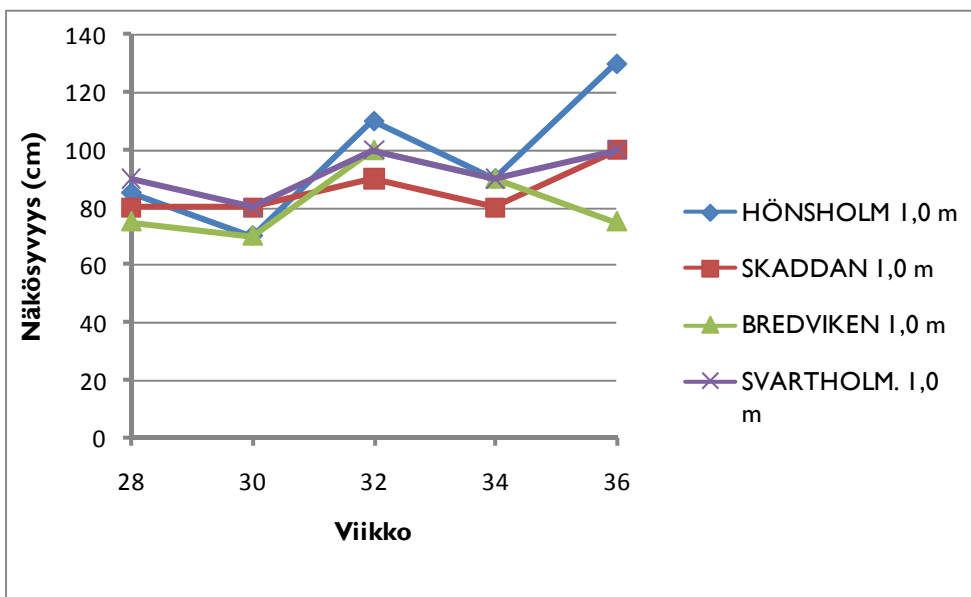
Escherichia coli -bakteerin määrät pysyivät pääsääntöisesti alhaisina (Kuva 23). Heinä- ja syyskuun alussa pitoisuudet olivat hivenen korkeampia kuin keskikesällä, mutta pysyivät reilusti hyvälle uimavedelle asetetun raja-arvon (500 pmy/100 ml) alapuolella (STM 354/2008). Poikkeuksena oli Svartholmeninlahti, jossa heinä-elokuussa havaittiin muihin havaintopaikkoihin verrattuna korkeita *Escherichia coli* -pitoisuuksia.



Kuva 23. *Escherichia coli* -bakteeripitoisuudet havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

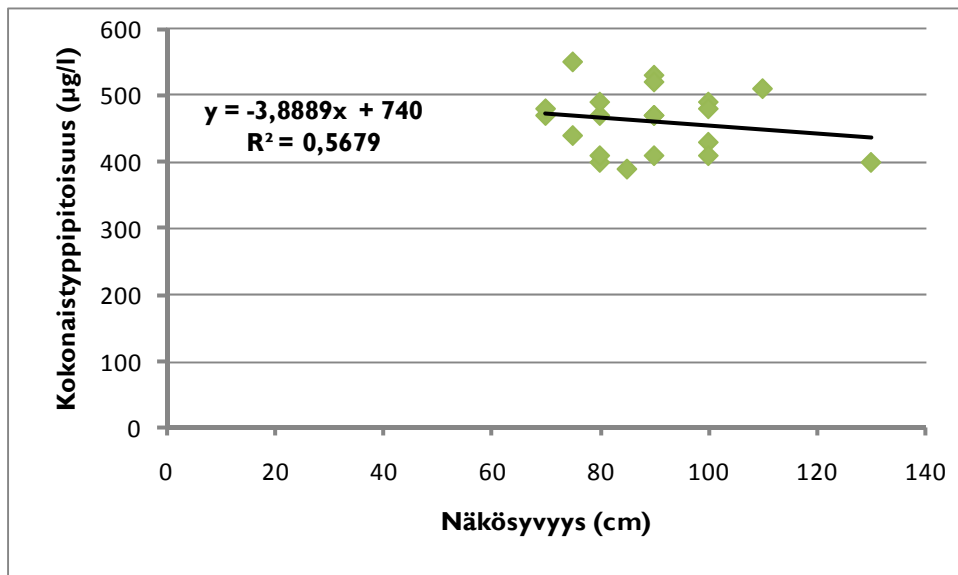
4.5.6 Näkösyvyys

Vesinäytteiden yhteydessä tehtyjen näkösyvyyshavaintojen perusteella vesi oli kaikista neljästä vesihavaintopaikasta kirkkainta Hönscholmenilla (Kuva 24).



Kuva 24. Näkösyvyys havaintopaikoittain viikoilla 28 (8.7.), 30 (20.7.), 32 (3.8.), 34 (17.8.) ja 36 (2.9.).

Näkösyvyys pieneni heinäkuun alusta heinäkuun loppuun, suureni heinäkuun lopusta elokuun alkuun, aleni uudelleen elokuun alusta elokuun loppuun ja suureni taas elokuun lopusta syyskuun alkuun. Näkösyvyys tapahtuvia muutoksia selitti parhaiten veden kokonaistyyppipitoisuus ($r^2=0,57$, $n=20$) (Kuva 25).

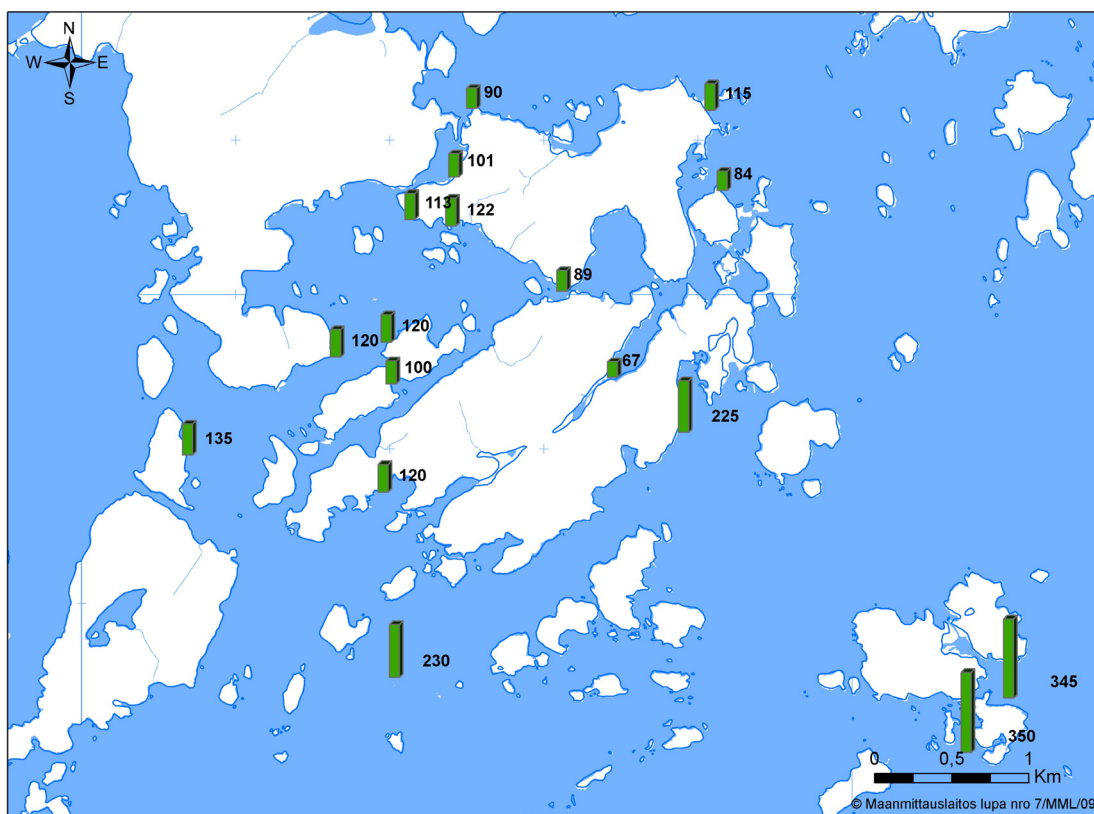


Kuva 25. Näkösyvyyden ja kokonaistypipitoisuuden välinen korrelaatio (n=20).

Myös veden sameus ($r^2=0,35$, n=20) ja kiintoainepitoisuus ($r^2=0,19$) vaikuttivat paljon näkösyvyyteen, kun taas veden klorofylli-*a*-pitoisuus ($r^2=0,05$) sekä kokonaistypipitoisuus ($r^2=0,002$, n=20) olivat vähäisemmässä määrin näkösyvyyttä selittäviä tekijöitä.

4.6 Asukkaiden mittaamat näkösyvyydet

Asukkaiden ja paikallisten toimijoiden tekemät näkösyvyshavainnot tukivat vesinäytteiden tuloksia, sillä myös asukkaiden mittaamien näkösyvyksien arvot pysyivät alhaisina koko mittausjakson ajan (Kuvat 26 ja 27). Alhaisinta näkösyvyys oli Ramsionlahdella ja suurinta ulkosaaristossa Sumparenin saaren ympärillä. Varsinkin sisälahdilla näkösyvyys jäi pahimpina päivinä useasti alle metrin.



Kuva 26. Asukkaiden mittaamien näkösyvyyssarvojen kesän 2009 mittauskertojen mediaaniarvot mittauspaikoittain. Kartassa pylväät ovat sitä korkeampia mitä suurempi näkösyvyyden mediaaniarvo on ja pylväät on merkitty mittauspaiikkojen kohdalle.



Kuva 27. Paikallisen asukkaan näkösyvyysmittaus käynnissä. (Kuva: Tommi Heinonen)

Mittauspaikkakohtaiset mittaustulokset on esitetty liitteenä (Liite 6). Kaikista havaintopaikoista ja -mittauskerroista laskettu mediaaniarvo oli 120 cm, mutta varsinaisella tutkimusalueella eli Suvisaariston sisälähdillä näkösyvyys jäi alhaisemmaksi mediaaniarvon ollessa 100 cm. Havaintoalueen sisäosissa näkösyvyys ilmensi välttävää veden laatua, ulko-osien sisäosat tyydyttävää laatua ja ulkosaa-ristossa veden laatu näkösyvyysmittausten perusteella oli hyvää. Sekä vesinäyt-teenottojen yhteydessä mitatut näkösyvyudet että asukkaiden mittaamat näkösyvyudet ja niiden indikoima veden laatuluokka on esitetty alla (Taulukko 10).

Taulukko 10. Näkösyvyysarvojen ajalliset ja mittauspaikkakohtaiset mediaaniarvot sekä niiden indikoima ekologinen luokka. V kuvaa välttävää, T tyydyttävää ja H hyvää veden laatua. (*) -merkitty havainto on raja-arvo välttävän ja tyydyttävän välillä.

	yht_MD	Tilaluokka
Hönsholm	0,9	V
Skaddan	0,8	V
Bredviken	0,7	V
Svartholmeninlahti	0,9	V
Ramsionlahti	0,7	V
Bosund	0,9	V
Moisöfjärden-Maren	1,2	T
Suinonsalmi	1,1	T*
Skatan	0,9	V
Lill Pentala-Stora Bodö	1,3	T
Vargen N	2,3	T
Sumparen	3,4	H
Yhteismediaaniarvo (pl. Sumparen)	1,0	V

Havaintojoiden mukaan veden näkösyvyyteen vaikuttivat tuulet, sinilevien määrä ja veneily. Bredvikenistä virtaavan veden havaittiin olevan jokaisella havaintokerralla sameampaa kuin Moisöfjärdenistä virtaava vesi.

4.7 Ekologinen luokka klorofylli-*a*-pitoisuuden, pohja-eläinten ja näkösyvyyden mukaan

Kun klorofylli-*a*-pitoisuudet yhdistetään pohjaeläinindeksin arvoihin, saadaan näiden kahden muuttujan yhdessä indikoima ekologinen tilaluokka. Tämä tila-arvio pohjautuu suurempaan määrään informaatiota kuin yksittäisten muuttujien perusteella arvioitu tila, joten nk. yhteismitallistettu tila-arvio on luotettavampi. Yhteismitallistettua tilaluokkaa kuvaavan ELS -arvon mukaan tutkimusalueen ekologinen tila on välttävä (Taulukko 11). Vesialueen välttävää ekologista luokkaa indikoi myös tutkimusalueen keskimääräinen näkösyvyys.

Taulukko 11. Klorofylli-*a*-pitoisuuksien ja pohjaeläinten (BBI) ilmentämä ekologinen luokka.

	Hönsholm	Skaddan	Bredviken	Svarthom.	yht_MD
BBI_ELS	0,40	0,39	0,31	0,29	0,34
kloro_ELS	0,54	0,36	0,34	0,53	0,44
ELS_yht.	0,47	0,37	0,32	0,41	0,39
Tilaluokka	T	T	V	V	V

5 Kesän 2009 tulosten tarkastelu

5.1 Morfologia ja pohjasedimentin laatu

5.1.1 Morfologia

Pinta-alan ja keskisyvyyden perusteella rannikkoalueet voidaan jakaa kahteen luokkaan: syvään ja matalaan vesialueeseen (Häkanson 2008). Suvisaaristo kuuluu matalaan rannikkoalueeseen, jolle tyypillistä on keväisin vesimassan nopea lämpeneminen vähäisen vesitilavuuden vuoksi. Tämä mahdollistaa planktonlevien pitkän tuotantokauden (Munsterhjelm 2001). Matalat vesialueet ovat lisäksi avovesiaikana herkkiä tuulten ja aaltojen vaikutuksille, minkä johdosta niissä on yleensä hyvä kesänaikainen happitilanne. Toisaalta tuulet tuovat vesimassaan energiaa, mikä saa sedimentin pienhiukkaset irtoamaan ja siirtymään sedimentistä takaisin veteen (=resuspensio). Resuspensio aiheuttaa sisäistä ravinnekuormitusta, sillä irronneista sedimenttihiukkasista vapautuu ravinteita veteen. (Häkanson 2008)

Rannikkoalueen kuormitusherkkyyteen vaikuttavat vesialtaan tilavuus, pinta-ala ja keskisyvyys, viipymä sekä pohjan laatu (Wallin & Häkanson 1992). Mitä vähäisempää veden vaihtuvuus ulko- ja sisäsaariston välillä on, sitä huonommin vesialue kestää kuormitusta rehevöitymättä. Suvisaariston veden vaihtuvuus on neljän kapean salmiyhteyden varassa, mikä tekee alueesta sulkeutuneen. Tutkimusalueelle lasketun kuormitusherkkyyksindeksin mukaan vesialue on kuormitusherkkä eli sen ravinnekuormituksen sietokyky on huono.

Itämeressä vuoroveden aiheuttama virtaus on vain luokkaa 1 cm/s, kun taas tuulten aikaansaama veden virtaus voi olla jopa 100 cm/s. Tämän vuoksi veden vaihtuvuutta rannikolla dominoivat meteorologiset ilmiöt, pääasiassa tuulet ja ilmanpaineen vaihtelut. (Wallin & Häkanson 1992)

5.1.2 Sedimentti

Ravinteet kiertävät matalissa vesialtaissa nopeasti ja kertyvät pohjasedimenttiin (Mattila 2001). Vesialtaisiin tuleva kuormitus lisää veden ravinnepitoisuuksia, mikä saa aikaan levien ja vesikasvien sekä niiden tuottaman orgaanisen aineksen lisääntymistä. Bakteerit hajottavat orgaanista ainesta vedessä, mutta kun orgaanista ainesta alkaa muodostua enemmän kuin sitä vedessä ehtii hajota eli mineralisoida, on seurauksena aineksen kertyminen pohjasedimentin pintakerrokseen, mikä puolestaan saa vesialtaan mataloitumaan (Wetzel 2001).

Laskeutuva orgaaninen aines on hienojakoista ja sisältää paljon korkeampia ravinnepitoisuuksia kuin sen alla olevat sedimenttikerrokset (Christiansen ym. 2002). Fosforin määrä sedimentin pintakerroksessa voi olla moninkertainen veden fosforipitoisuuteen verrattuna (Boström ym. 1982). Saaristomeren sisäsaaristossa epäorgaanisen typen pitoisuus sedimentissä on havaittu olleen kaksinkertainen veden epäorgaanisen typen pitoisuuteen nähden (Suomela ym. 2005). Sedimentoituva aines on myös erityisen kuohkeaa, minkä vuoksi sen hiukkaset siirtyvät takaisin veteen eli resuspendoituvat herkästi (Christiansen ym. 2002).

Geologian tutkimuskeskuksen Suvisaaristossa tekemän sedimenttitutkimuksen mukaan orgaanista ainesta kertyy sedimenttiin Hönsholmenilla hitaammin kuin ympäröivällä merialueella. Voimakas resuspensio kasvattaa sedimentoituvan

aineksen määrää (Blomqvist & Larsson 1994), mutta vain pieni osa tästä sedimentoituu pysyvästi. Hönsholmenilla voimakas resuspensio vähentää pysyvästi sedimentoituvan aineksen määrää. Pienempään sedimentaationopeuteen voi sisäsaaristossa vaikuttaa myös ulkosaaristoa pienempi veden saliniteettipitoisuus, sillä suolaionit edistävät kiintoainehiukkasten tarttumista toisiinsa, millä on sedimentoitumisnopeutta suurentava vaikutus.

Selvästi kerroksellista eli hapetonta (kts. esim. Bodbacka 1986; Vallius 2006) sedimentti oli ohutta pintakerrosta lukuun ottamatta vain tutkimusalueen ulkopuolella Stora Bodön itäpuolella. Sedimentin sekoittuneisuus eli selvän kerroksellisen rakenteen puuttuminen sedimentistä on mahdollista vain, jos sedimentti sekoittuu. Sekoittumista aiheuttavat pääasiassa pohjaeläimet, joiden olemassaolo puolestaan on osoitus sedimentin hapellisuudesta. Tutkimusalueella sedimentin happitilanne oli hyvä, mihin on vaikuttanut pohjaeläinten lisäksi myös resuspensio.

Sedimentti voidaan luokitella stabiliteettinsä perusteella eroosio-, transportaatio- tai akkumulaatiopohjaksi. Eroosiopohjilla tapahtuu jatkuvasti aineksen siirtymistä, transportaatiopohjilla aines välillä kertyy ja välillä siirtyy, mutta akkumulaatiopohjille aines kertyy pitkäaikaisesti. Hitaan sedimentaationopeuden vuoksi Hönsholmenia ei voida pitää varsinaisena akkumulaatiopohjana, vaikkakin se muistuttaa Suvisaariston sisälahdista eniten sedimentin "kasauma-aluetta". Eroosio- ja transportaatiopohjille on tyypillistä sedimentin hienojakoinen koostumus, kun taas akkumulaatiopohjat voivat koostua karkeammistakin jakeista (Almroth ym. 2009). Varsinaisia akkumulaatiopohjia ei tutkimusalueella tämänkään määritelmän mukaan ole.

5.2 Pohjaeläimistö

5.2.1 Pohjaeläimet meren tilan ilmentäjinä

Pohjaeläimet elävät sedimenttiin kaivautuneena tai sedimentin ja veden rajapinnassa. Ne voidaan ravinnonkäyttönsä perusteella jakaa nk. funktionaalisiin ryhmiin (Cummins & Klug 1979), joiden pohjalta voidaan tehdä päätelmiä pohjan laadusta. Suvisaaristossa runsaina esiintyneet surviaissäskien toukat, harvasukasmadot, amerikanmonisukasmadot sekä ympäröivältä merialueelta tavattu liejukatka kuuluvat kaikki keräilijöihin, joiden korkeat tiheydet viittaavat orgaanisen aineksen runsaaseen määrään sedimentissä (Tomczak ym. 2009). Mutapohjaisilla merialueilla kertynyttä hienojakoista orgaanista ainesta syövät raastajat ovat toinen yleinen funktionaalinen ryhmä (Lopez 1988). Suvisaariston pohjaeläimistä raastajiin kuuluvat vaeltajakotilo ja liejusimpukka. Pohjaeläinhavainnot siis tukevat kuormitushistorian pohjalta tehtyä päätelmää siitä, että tutkimusalueen pohjasedimentissä orgaanisen aineksen määrä on suuri.

Sedimentin laadun lisäksi pohjaeläimet kertovat veden laadusta, erityisesti pitkällä aikavälillä. Veden suolapitoisuuteen eli saliniteettiin pohjaeläimet reagoivat läsnäolollaan, sillä osa pohjaeläimistä on sopeutunut suolaiseen meriveteen, osa Itämeren vähäsuolaiseen murtoveteen ja osa makeaan eli sisävesien veteen. Havaintopaikoilta tavattiin sekä makean että murtoveden pohjaeläimiä. Murtovedessä esiintyviin pohjaeläimiin kuuluvat tavatuista lajeista vaeltajakotilo, liejusimpukka, amerikanmonisukasmato, levärupi ja hiekkaputkimato, joiden yksilömäärät olivat pääsääntöisesti suurempia Hönsholmenilla ja Skaddanilla kuin Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella. Tämä viittaa siihen, että avomereltä tulee enemmän suolaista vettä Moisëfjärdeniin kuin Bredvikeniin ja Svartholmeninlah-

teen. Veden vaihtuvuus vaikuttaisi olevan parempi Moisöfjärdenillä kuin sulkeutuneimmilla sisälähdillä. Tätä tukee myös leväruven esiintyminen Skaddanilla, sillä laji kuuluu funktionaaliselta ryhmältään suodattajiin, joiden esiintyvyyteen alhainen veden virtausnopeus vaikuttaa negatiivisesti (Wildish & Kristmanson 1997).

Liejusimpukka on yksi Itämeren avainlajeista, joka hyötyy rehevöitymisen kiihtymisestä, mutta vaatii kuitenkin hapekasta elinympäristöä. Rehevöitymisen jatkuttua ja pohjan happiolojen alentuessa liejusimpukka alkaa kuitenkin taantua, samoin kuin esimerkiksi kilkki (Hänninen & Leppäkoski 2004). Vaeltajakotilo on Pohjois-Amerikasta Itämereen levinnyt, vain murto- ja merivesissä esiintyvä, ns. tulokaslaji, joka myös esiintyy vain hapellisessa sedimentissä. Simpukoiden ja kotiloiden esiintyminen tutkimusalueella siis vahvistaa sedimenttitutkimuksen tuloksen sedimentin hapellisuudesta. Amerikanmonisukasmato on toinen Suvisaariston pohjaeläinyhteisöstä havaittu suolaisessa vedessä viihtyvä tulokaslaji.

Surviaissääskien toukat sitä vastoin ovat yleisiä pohjaeläimiä niin makeissa vesissä kuin meri- ja murtovedessäkin. Niihin kuuluu useampi tuhat lajia, joiden elinympäristövaatimuksia on tutkittu laajalti. Joukossa on niin hyvän kuin huononkin veden laadun indikaattorilajeja, mutta suuri määrä toukkia vähälajisessa pohjaeläinyhteisössä kertoo aina hyvää huonommasta pohjan ja veden laadusta. Myös harvasukasmadot ovat vaatimattomia elinympäristönsä suhteen ja kuvaavat heikentynyttä vesialueen tilaa erityisesti esiintyessään suurina yhteismäärinä surviaissääskien toukkien kanssa, kuten Bredvikenissä.

Syvännealueilla surviaissääskien toukkia voi esiintyä jopa kaksi tuhatta yksilöä neliometrillä, mutta sedimentin jaksottainen sekoittuminen voi alentaa yksilötiheyksiä (Lopez 1988). Suvisaaristossa surviaissääskien toukkien määrä oli suuri, muttei valtava. Mitä luultavimmin juuri resuspension vuoksi surviaissääskien toukkien tiheydet eivät ole muodostuneet valtaviksi. Surviaissääskien toukat kestävät nopeaakin sedimentoituvan aineksen määrää, sillä ne pystyvät kaivautumaan sedimentin pinnalle toisin kuin monet muut pohjaeläinlajit, jotka elävät kaivautuneena sedimenttiin (Wiederholm 1984). Resuspensio lienee syynä myös muiden pohjaeläinten alhaisiin tiheyksiin tutkimusalueella.

5.2.2 Svartholmeninlahden tila kohentumassa?

Veden tehokkaan vaihtumisen on osoitettu lisäävän pohjaeläinlajien määrää ja runsautta (Hansen ym. 2008). Svartholmeninlahden tuloksien perusteella vaikuttaa myös siltä, että lahdella toteutettu kuivaus-ruoppaushanke on ollut hyödyllinen. Aiemmin Svartholmeninlahden sedimentti oli hapetonta, mutta nyt sieltä havaitut simpukat ja kotilot viittaavat sedimentin olevan hapellinen. Pohjan laadun parantaminen on myös vaatinut hintansa, sillä alhaiset pohjaeläintiheydet osoittavat pohjaeläimistön olevan vielä kehittymässä kohti tasapainotilaansa. Pohjaeläintulosten tulkintaa vaikeuttaa aikaisemman pohjaeläintiedon puuttuminen.

5.2.3 Vertailu ympäröivän merialueen pohjaeläintuloksiin

Pohjaeläimistö havaintopaikoilla muistuttaa Björköfjärdenin pohjaeläintuloksia vuosilta 2005–2007. Yleisimpiin lajeihin niin Hönsholmenilla, Skaddanilla, Bredvikenissä, Svartholmeninlahdella kuin Björköfjärdenilläkin kuuluvat surviaissääskien toukat, harvasukasmadot, liejusimpukka ja vaeltajakotilo (kts. Räsänen 2009). Eniten Björköfjärdenin pohjaeläimistöä muistuttavat Hönsholmenin ja Skaddanin tulokset, sillä niissä surviaissääskien toukkien suhteellinen osuus on pienempi kuin Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella. Lisäksi Hönsholmenilta ja Skad-

danilta havaittua amerikanmonisukasmatoa (Räsänen 2009) on esiintynyt myös Björköfjärdenillä.

Kaikkia edellä mainittuja lajeja on 2000-luvulla esiintynyt myös Ryssjeholmsfjärdenillä, mutta siellä surviaissääskien toukat ovat vuosina 2006–2008 taantuneet voimakkaasti ja kahtena viime vuonna yleisimmät lajit siellä ovat olleet liejusimpukka, harvasukasmadot ja vaeltajakotilo (Räsänen 2009). Ryssjeholmsfjärdenillä surviaissääsken toukkia runsaampana on esiintynyt liejukatka (*Jaera albifrons*), jota on tavattu myös Björköfjärdeniltä (Räsänen 2009). Suvisaaristosta liejukatkaa ei havaittu, mikä viittaa sisälahtien suolapitoisuuden olevan alhaisempi kuin ympäröivällä merialueella, sillä liejukatkan esiintyvyyttä rajoittaa veden alhainen saliniteetti (Jones 1972).

Erot pohjaeläinlajiston koostumuksessa Ryssjeholmsfjärdenin ja Suvisaariston sisälahtien välillä johtuvat todennäköisesti alueen sulkeutuneisuudesta. Sulkeutuneissa ja matalissa merenlahdissa pohjaeläinten vähentyneen biomassan ja lajimäärän on osoitettu johtuneen vesikasvilajiston yksipuolistumisesta, jonka puolestaan on saanut aikaan vähentynyt veden vaihtuminen ympäröivän merialueen kanssa (Hansen ym. 1998).

5.2.4 Tutkimusalue välttävässä tilassa

Vaikka alusvesi ja sedimentin pintakin mitä ilmeisimmin ovat havaintopaikoilla hapellisia, indikoi tutkimusalueen pohjaeläimistö välttävää meren tilaa. Pohjaeläimien tiheyttä ja monimuotoisuutta rajoittaa sisälahtien rehevyys ja erityisesti sedimentin pölyäminen. Sedimentin pinnalla elävät pohjaeläimet hautautuvat resuspension myötä avovesikautena jatkuvasti kiintoainehiukkasten alle, mikä häiritsee niiden ravinnon- ja hapenottoa. Samanlaisia seurauksia saa aikaan rehevöityminen, sillä kasvien ja levien tuottama orgaaninen aines peittää resuspension tapaan pohjaeläimiä vajotessaan sedimentin pinnalle.

Hönsholmenilla ja Skaddanilla pohjaeläinyhteisö koostui elinympäristönsä suhteen vaativammista lajeista kuin Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella. Ensin mainittujen havaintopaikkojen hieman parempi tila selittyy vaateliaamman lajiston lisäksi myös sillä, että eri lajeja oli enemmän. Hönsholmenin tilaan vaikutti positiivisesti myös paikalta löydetty yksittäinen kilkki, mutta yhden yksilön kuvaavuus on hyvin kyseenalaista. Bredvikenistä ja Svartholmeninlahdelta puuttuivat murtoveden lajit, mikä voi johtua veden alhaisemmista saliniteettipitoisuuksista.

Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella välttävästä tilasta kertoi vähäisen pohjaeläinlajilukumäärän lisäksi surviaissääskien toukkien silmiinpistävästi muita lajeja korkeampi yksilömäärä ja -tiheys. Surviaissääskien toukkien lisäksi molemmissa havaintopaikoissa runsaina esiintyivät harvasukasmadot. Molemmat näistä pohjaeläinlajeista ovat elinympäristössään tapahtuvien muutoksien suhteen äärimmäisen kestäviä lajeja, ja niiden suuret yksilömäärät yhdessä alhaisen lajiluvun kanssa viittaavat huonoon pohjan laatuun (Lenat & Crawford 1994). Pohjaeläinnäytteiden perusteella vaikuttaa siltä, että pohjaeläimistö on monipuolisimmillaan ja vähiten häiriytynyt alueilla, joissa veden vaihtuvuus on parempaa.

5.3 Kasviplankton

5.3.1 Kasviplanktonin määrä

Kasviplanktonlevien määrä Suvisaaristossa on suuri ja kuvaa rehevää vettä. Havaintopaikoista leviä on runsaimmin Bredvikenissä, mikä vaikuttaa paikan yksipuoliseen pohjaeläinlajistoon. Kasviplanktonin määrään vaikutti enemmän veden kokonaistyyppi- kuin -fosforipitoisuus. Tyyppi on siis Suvisaaristossa levien määrää rajoittava ravinne ainakin tutkittuina kesäkuukausina.

Heinäkuinen veden klorofylli- ja ravinnepitoisuuksien pieneneminen sekä näkösyvyyden suureneminen johtuivat vesikasvien kasvuhuipusta. Vesikasvit sitovat vedestä ravinteita, jolloin veden alentunut ravinnepitoisuus rajoittaa levien määrää ja kirkastaa vettä. Tällöin auringonvalo pääsee tunkeutumaan vedessä syvemmälle, jolloin taantuneen uposkasvillisuuden kasvuolot parantuvat (kts. McQuatters-Gollop ym. 2009).

Kun vedessä on runsaasti ravinteita, siellä kasvaa joko kasviplanktonleviä ja/tai vesikasveja. Ainoastaan levät ja vesikasvit pystyvät sitomaan vedessä olevia ravinteita. Suvisaaristossa levien määrää kuvaavat klorofylli-*a*-pitoisuudet jäivät alhaisemmiksi kuin mitä veden korkeiden ravinnepitoisuuksien perusteella oli odotettavissa. Tämän ristiriidan selittävät ravinteita sitovat vesikasvit – ilman niitä levien määrä tutkimusalueella olisi suurempi. Runsaiden vesikasviesiintymien levämääriä rajoittava vaikutus selittää myös sen, että klorofyllipitoisuuksien perusteella laskettu ekologinen luokka oli tyydyttävä antaen merialueen tilasta paremman kuvan kuin pohjaeläimien ja näkösyvyysarvojen indikoima välttävä luokka.

Yleensä rehevöitymiskehityksen alussa vesikasvit ovat runsaampia kuin kasviplanktonlevät, mutta rehevöitymisen pahetessa tilanne kääntyy toisinpäin. Tällöin levien määrä kasvaa niin voimakkaasti, että levähiukkaset aiheuttavat veden samentumista, minkä johdosta pohjan tuntumassa kasvavat vesikasvit eivät saa tarpeeksi auringonvaloa. Skaddanilla, Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella vesikasvit menestyvät veden leväsamennuksesta huolimatta, koska vesipatsaan syvyys on poikkeuksellisen pieni ja tähkä-ärviän kukinnot sijaitsevat muihin uposlehtisiin vesikasveihin verrattuna varsin korkealla lähellä veden pintaa. Järviruoko puolestaan on ilmaversoinen vesikasvi, jonka kasvua samaa vesi ei rajoita.

5.3.2 Kasviplanktonlajisto

Matalissa vesialtaissa sedimentin pinta on lähellä veden pintaa, jolloin sedimentin ja veden välinen vuorovaikutus muodostuu tiiviiksi. Sedimentin läsnäoloa on tutkittu Saaristomerellä ja sedimentistä hyötyviin kasviplanktonleviin kuuluivat nielu-, tarttuma- ja kultalevät. Suvisaaristosta näihin leväluokkiin kuuluivat lajit *Plagioselmis prolunga* ja *Chrysochromulina* sp., jotka olivat runsaita kaikilla havaintopaikoilla. Näiden leväsuikujen soluilla on kyky liikkua sedimentin ja vedenpinnan välillä, mikä mahdollistaa niiden selviytymisen sameassa vedessä. (Lagus ym. 2007)

Itämerellä havaitaan vuosittain kaksi levämäärien huippua: huhtitoukokuussa ja heinä-elokuussa. Loppukesällä vallitsevia levälajeja ovat ilmakehän tyypeä sitomaan kykenevät sinilevät *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon flos-aquae* ja *Anabaena* spp. (Kononen ym. 1996). Kahden jälkimmäisen lajin runsaus Suvisaaristossa selittyykin niiden kyvyllä ottaa tarvitsemansa typpi suoraan ilmakehästä, sillä typen havaittiin veden laatuanalyysissä olevan levien kasvua rajoittava teki-

jä. Vedessä olevien ilmakehän tyyppä sitovien sinilevien kasvua metalli-ionien, erityisesti raudan, liukoisuus kiihdyttää (Vuorio ym. 2005). Resuspensio voi lisätä merkittävästi veden rautapitoisuuksia (Christiansen ym. 2002).

Myrkyllisen sinileväsuku *Nodularia*:n alhaisia solutiheyksiä selitti veden alhainen suolapitoisuus. *Nodularia* -suvun solujen on havaittu kasvaneen Itämerellä parhaiten 7–18 % suolapitoisuuksissa (Mazur-Marzec, Zeglińska & Pliński 2005).

Bredvikenissä viherlevien suuri määrä muihin havaintopaikkoihin verrattuna voi myös selittyä saliniteetilla, sillä lajin *Monoraphidium contortum* solutiheyden on havaittu olevan käänteisesti verrannollinen veden saliniteettiin (Jaanus ym. 2009). Bredvikenissä saliniteetti oli suhteellisen alhainen, mutta kyseistä levälajia esiintyi paljon. Kiekkomaisten piilevien runsautta Bredvikenissä voi johtua korkeista ravinnepitoisuuksista, sillä eräiden Eupodiales -lahkon lajeista on osoitettu indikoivan rehevyyttä Itämerellä (Jaanus ym. 2009). Liikuntakyvyttömien piilevien menestystä Bredvikenissä voi kasvattaa myös jatkuva resuspensio, mikä hidastaa solujen vajoamista pohjaan.

5.4 Veden laatu

5.4.1 Happipitoisuus

Rikkonainen rannikkoalue kärsii herkästi happiongelmista hitaan veden vaihtuvuuden vuoksi (Raateoja ym. 2008), mutta näin ei asia ole Suvisaariston pintavedessä. Veden happipitoisuutta Suomen merenlahdilla voidaan arvioida valuma-alueen maanviljelysmaan osuuden ja lahden mataluuden perusteella (Kauppila ym. 2003). Suvisaaristossa veden hyvä happitilanne selittyy alueen mataluudella, sillä matalat merenlahdet ovat herkkiä tuulille, joiden vaikutuksesta vesi sekoittuu avovesiaikana tehokkaasti (Flindt ym. 1999). Sedimentin hapellisuus voi olla myös sedimenttiä mekaanisesti sekoittavan toiminnan, kuten ruoppauksen, tulosta (Falcão ym. 2003).

Veden pysyminen hapellisena läpi tutkimusjakson viittaa siihen, että vesi kiertää alueella pinnasta pohjaan ympäri kesän. Ainoana poikkeuksena on Hönsholmenin syväne, joka keskikesällä kerrostui muutaman viikon ajaksi niin lämpötilan kuin suolaisuudenkin suhteen. Lämpötilan ja saliniteetin harppauskerros pääsi muodostumaan, koska kesäisin vedenkorkeudet ovat normaalia alempana, mikä puolestaan vähentää veden virtausta ulkosaaristosta sisälahtiin. Tällöin vesimassan pinta- ja pohjaosat pääsevät kerrostumaan toistensa päälle tiheyserojen perusteella.

Hapen kyllästysasteen suuruutena näkyvät hetkellisen korkeat happipitoisuudet ovat tehokkaan yhteytyksen tulosta. Elokuun alkuun ajoittuneen "happipiikin" ovat voineet aiheuttaa joko vesikasvit, joiden kasvuhuippu osui samaan aikaan, tai kasviplanktonlevät, joiden runsaasta määrästä elokuun alussa kertovat veden korkeat klorofylli-*a*-pitoisuudet.

Happipitoisuuden hetkellinen vähentyminen heinäkuussa johtui mitä ilmeisimmän leväpitoisuuksien määrän kasvusta, sillä levämassan hajoaminen vedessä kuluttaa hapetta. Skaddanilla tapahtunutta muista voimakkaampaa happipitoisuuden alenemista selittää runsaiden levämäärien lisäksi kuolleiden vesikasvipalasiin ajalehtiminen pisteelle viereiseltä Marenin lahdelta, jossa vesikasvillisuus on hyvin tiheää. Tiheä vesikasvillisuus on voinut myös vähentää vesipatsaan sekoittumista Skaddanilla, mikä selittäisi osaltaan happipitoisuuksien heinäkuusta laskua paikalla.

5.4.2 Happamuus, lämpötila ja saliniteetti

Veden happamuus (pH) kuvaa vedessä olevien vetyionien määrää, mikä puolestaan ilmentää vedessä tapahtuvien kemiallisten prosessien laatua ja taajuutta. Veden pH-arvoa laskee muun muassa soinen valuma-alue, kun taas vilkas perustuo-tanto eli levien nopea kasvu sekä valuma-alueen savinen maaperä alentavat hap-pamuutta nostaen veden pH-arvoa.

Suvisaaristossa pH pysyi neutraalina koko havaintojakson ajan ja pH-arvojen muutokset selittyvät levien määrän eli klorofyllipitoisuuksien muutoksilla. Levien määrällä on vuodessa kaksi huippua – keväällä ja loppukesällä – joiden välissä levien määrä vähenee voimakkaasti. Heinäkuussa levien määrä lähti kasvamaan huippumaksimien välisestä kesäminimistä, mikä näkyi alhaisempina pH-arvoina. Elo-syyskuussa levien määrä alkoi lähestyä vuoden toista maksimia, jolloin tuotta-jien nopea yhteytys nosti veden pH-arvoja. Ilmiö on havaittavissa erityisesti Skad-danin elokuun alun arvoissa – silloin muihin havaintopaikkoihin nähden koholla olivat levien määrä, happipitoisuus, pH ja sameus.

Veden lämpötilaan vaikuttivat niin auringonpaiste, veden sekoittuminen kuin alueen suojaisuuskin. Elokuun alkuun asti lämpötilat nousivat aurinkoisen ja tyy-nen sään sekä alhaisen vedenkorkeuden aikaansaaman vähäisen veden vaihtumi-sen vuoksi. Bredvikenissä veden vaihtuvuus on lahden pussimaisen muodon joh-dosta kaikkein vähäisintä, minkä vuoksi vesi lämpenee siellä tyyneellä säällä erityi-sen nopeasti. Elokuun ensimmäinen myrsky osui kuun puoliväliin ja sitä edelsivät runsaat sateet, joiden vaikutuksesta vedenkorkeudet nousivat. Vedenkorkeuden nousu tehosti ulko- ja sisäsaariston välistä veden vaihtuvuutta, minkä johdosta sisälähdille pääsi virtaamaan ulkomereltä kylmempää vettä. Tämä havaittiin alen-tuneina veden lämpötiloina ja saliniteettiarvojen nousuna elokuun puolivälistä syyskuulle saakka.

Saliniteettiarvot muuttuivat käänteisesti lämpötila-arvoihin nähden. Tämä joh-tuu niin ikään vedenkorkeuksien noususta, sillä avomereltä sisäsaaristoon virtaava vesi on paitsi kylmempää, myös suolaisempaa. Hönsholmenin pintakerroksessa saliniteettiarvot olivat alhaisempia kuin muilla havaintopaikoilla, vaikka pohja-eläinlajien perusteella Hönsholmenin saliniteettiarvojen pitäisi olla ennemminkin korkeampia kuin muilla havaintopaikoilla. Tilanteen selittää Hönsholmenin syvän-teeseen keskikesällä muodostunut harppauskerros. Harppauskerroksen johdosta suolainen ja siksi tiheämpi vesi painui pinnasta pohjaan, jossa pohjaeläimet elävät.

Hönsholmenin syväne olikin ainoa havaintopaikka, jossa veden saliniteet-tiarvot nousivat kesällä, kun muilla havaintopaikoilla ne laskivat. Pienintä salini-teettiarvojen kesänaikainen lasku oli Svartholmeninlahdella, mikä voi johtua alu-eelle avomereltä virtaavasta suolaisemmasta vedestä. Vesialtaan syventymisellä on veden vaihtuvuutta tehostava vaikutus, mikä näkyy veden suurentuneina salini-teettiarvoina (Hansen ym. 2008). Saliniteettiarvojen perusteella vaikuttaa siltä, että huonointa veden vaihtuvuus on tutkimusalueen keskiosissa eli Bredvikenin poh-joisosassa ja Skaddanilla, missä saliniteettiarvot olivat alhaisimpia. Tulosten tulkin-taa vaikeuttaa kuitenkin lyhyt havaintojakso, jonka aikana veden korkeudet pysyi-vät lähellä pitkänajan keskiarvoja.

5.4.3 Sameus ja kiintoainepitoisuus

Matalien vesialtaiden veden laatu on yleensä riippuvainen tuulten aiheuttamasta sedimentin resuspensiosta, mikä tekee vedestä sameaa ja leväpitoista (James ym. 2004). Suomen rannikon matalat merenlahdet ovat herkkiä tuulille, joiden vaikutuksesta vesi sekoittuu avovesiaikana tehokkaasti (Kauppila ym. 2003). Tuulten lisäksi resuspensiota voi aiheuttaa pohjaeläinten bioturbaatio eli liikkuminen sedimentissä (Graf & Rosenberg 1997) sekä ruoppaus (Schallenberg & Burns 2004; Lehtoranta & Ahlman 2009).

Resuspensio kasvattaa veden kiintoainepitoisuuksia ja saa veden sameneamaan (Schoellhamer 2002). Matalilla ja tuulille alttiilla merenlahdilla luontainen resuspensio on voimakasta ja yleensä se on suurin veden kiintoainepitoisuuden lähde (Schoellhamer 2002). Suvisaaristossa veden sameuden ja kiintoainepitoisuuden välinen vahva korrelaatio ja selitysaste viittaavat siihen, että kesäisin pohjasedimentistä irtoaa kiintoainehiukkasia veteen eli tapahtuu sedimentin resuspendoitumista. Havaintoa tukee myös happipitoisuuksien pysyminen korkeina kaikilla havaintopaikoilla.

Matalissa merenlahdissa aallot vaikuttavat voimakkaasti siihen, tapahtuuko vedessä olevan kiintoaineen sedimentoitumista eli kertymistä sedimentin pinnalle vai resuspensiota (Jönsson ym. 2005). Matalissa järvissä (Horppila & Nurminen 2003) ja merenlahdissa (Christiansen ym. 2002) jo kohtalainen aallonkorkeus voi avovesikauden aikana aiheuttaa sedimentin resuspensiota, jonka osuus veden kiintoainepitoisuudesta voi olla jopa 90 % (Horppila & Nurminen 2001). Jo kaksi metriä sekunnissa voi olla tarpeeksi suuri tuulen nopeus resuspension tapahtumiseksi (Selig 2003).

Hönsholmenin elokuinen sameushuippu johtui kovan tuulen aiheuttamasta voimakkaasta resuspensiosta. Myös heinäkuun lopun sameushuippu selittyy sääolosuhteilla, sillä se oli elokuun lopun lisäksi ainoa sateinen näytteenottopäivä kesällä 2009. Elokuun alun sameuden ja kiintoainepitoisuuden lasku Hönsholmenilla johtui vesikasveista. Muilla havaintopaikoilla vesikasveista johtuva sameusminimi oli nähtävissä jo heinäkuun lopussa. Ilmaversoiset vesikasvit, joiden kasvuhuippu osuu heinä-elokuun taitteeseen, voivat vähentää resuspensiota sekä sen kautta nousseita veden kiintoaine- ja fosforipitoisuuksia huomattavasti (Horppila & Nurminen 2001). Syyskuun alun sameuspiikki Bredvikenissä oli seurausta vesikasvien kasvukauden päättymisestä, mikä mahdollisti merkittävän resuspension. Ilmiötä voimisti kova tuuli.

Suvisaaristossa järviruo'on, Bredvikenissä myös tähkä-ärviän, merkitys veden sameudessa onkin tulosten perusteella suuri – vesikasvien kasvukauden huippuna heinä-elokuussa veden sameus, kokonaisfosforipitoisuus sekä kiintoainepitoisuus laskivat kaikki. Vesikasvillisuuden sedimenttiä sitovaa vaikutus on siis sisälahdilla ilmeinen.

Matalilla vesialueilla sedimentin resuspendoituminen vaatii tarpeeksi energiaa. Hönsholmenin alhaiset kiintoainepitoisuudet Svartholmeninlahden ja Bredvikenin kiintoainepitoisuuksiin verrattuna ovat osoitus siitä, että tuulten ja aallokon aiheuttama veden sekoittuminen on voimakkaampaa jälkimmäisillä alueilla. Tämä näkyy myös Bredvikenin ja Svartholmeninlahden pohjaeläimistön alhaisempana monimuotoisuutena. Lämpötilan suhteen kerrostuvissa merivesissä kiintoainepitoisuuksien on osoitettu olevan alusvedessä korkeampia kuin päällysvedessä (Bowers 2003). Hönsholmenilla tällaista eroa päällys- ja alusveden välillä ei kuitenkaan ole, mikä viittaa siihen, että veden lämpötilakerrostuneisuus ei ole pysyvä vaan erittäin lyhytkestoinen.

5.4.4 Ravinnepitoisuudet

Ravinnepitoisuuksien ajallinen vaihtelu

Suvisaariston rehevyydestä kertovat myös koko kesän ajan korkeina pysyneet kokonaisfosfori- ja -typpipitoisuudet sekä alhaisina pysyneet liukoiset typen ja fosforin pitoisuudet. Sekä fosfori- että -typpipitoisuudet olivat pienimmillään heinä-elokuussa, sillä tällöin ravinteita vedestä sitoivat kasviplanktonlevät ja vesikasvit. Liukoisten ravinteiden kesänaikainen alhaisuus kaikilla havaintopisteillä kuvaa näiden ravinteiden nopeaa kiertoa veden ja levien välillä, mikä viittaa siihen, että leviä on vedessä paljon (Kuva 28). Suurten levämäärien lisäksi Bredviken oli havaintopaikoista kaikkein rehevin myös ravinnepitoisuuksien perusteella. Yleensä veden ravinnepitoisuudet vielä nousevat kesästä saavuttaen korkeimmat arvonsa talvella, jolloin kasvi- ja eläinplanktoniin, kasveihin ja sedimentoituvaan orgaaniseen ainekseen sitoutuneet ravinteet ovat vapautuneet veteen (Mattila 2001). Avovesikautena tuotanto merenlahdissa on yleensä korkeaa, mikä voi näkyä talvisin happikatoina (Munsterhjelm 2001).



Kuva 28. Suvisaaristossa vesi on kesäisin vihreää runsaiden levämäärien vuoksi. (Kuva: Maria Tiensuu)

Sinilevien esiintymisen todennäköisyyttä voidaan arvioida vedessä olevan kokonaistypen ja -fosforin välisen suhteen (N:P) ja näkösyvyyden avulla, sillä aleneva N:P -suhde yhdessä suurenevan näkösyvyyden kanssa altistaa sinileväkukinnoille (McQuatters-Gollop ym. 2009). Kaikilla tutkimuspaikoilla N:P -suhde jäi lähes jokaisella havaintokerralla reilusti alle 16:n, mikä luo otolliset olosuhteet ilmakehän tyypeä sitovien sinilevien massaesiintymisille (Stal ym. 2003).

Resuspension vaikutus ravinnepitoisuuksiin

Ravinnepitoisuuksissa oli alueellisia eroja – Hönsholmenilla ja Skaddanilla sekä toisaalta Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella kokonaispitoisuudet niin fosforin kuin typenkin osalta muuttuivat samansuuntaisesti lähes jokaisella havaintokerralla. Matalilla rannikkoalueilla veden ravinnepitoisuudet eivät riipu ainoastaan maalta tulevasta ravinnekuormituksesta vaan erityisesti jaksottaisiin ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat lisäksi merivirtaukset ja niiden aikaansaama resuspensio (Christiansen ym. 2002). Rannikkoalueilla resuspensio on merkittävä tekijä veden ja sedimentin välisessä ravinteiden kierrossa (Wallin & Håkanson 1992).

Hienojakoiset rannikon sedimentit sisältävät usein runsaasti ravinteita, sillä sedimentteihin laskeutuu vedessä oleva orgaaninen aines. Matalassa järvessä hiukkaskoon < 100 µm on havaittu sitovan yli puolet kokonaisfosforista (Selig 2003). Itäisellä Suomenlahdella varsinkin orgaaniseen ainekseen sitoutuneen fosforin osuus kokonaisfosforipitoisuudesta on todettu olevan suuri (Lukkari ym. 2009). Resuspensio nostaa kiintoaineeseen sitoutuneiden ravinteiden määrää (Schallenberg & Burns 2004) ja erityisesti alusveteen konsentroituun fosfori kulkeutuu resuspendoitumisen myötä veteen (Selig 2003).

Hönsholmenilla elokuun lopussa nousseet ravinnepitoisuudet johtuivatkin voimakkaasta resuspensiosta, jonka saivat aikaan ensimmäiset kovat tuulet pitkän tyynen jakson jälkeen. Erityisesti ammoniumtyyppipitoisuus kohosi edellisiin määrittelykertoihin verrattuna. Suvisaaristoa mataluutensa ja rikkonaisen rantaviivansa kautta muistuttavalla Pohjanpitäjänlahdella resuspension on havaittu selittävän yli 90 % orgaaniseen ainekseen sitoutuneen typen ja fosforin sedimentoitumisesta (Heiskanen & Tallberg 1999). Tämä tarkoittaa sitä, että orgaaniseen ainekseen sitoutuneet ravinteet eivät pysy sedimentissä vaan sekoittuvat yhä uudelleen takaisin veteen, jolloin ravinteet voivat tulla liukoiseen ja leville käyttökelpoiseen muotoon. Resuspension yhteydessä vapautuva sekä kokonais- että fosfaattifosfori on heinä-lokakuussa huomattavasti suurempi kuin toukokuussa (Niemistö 2008). Toisaalta, orgaanisesta aineksesta fosfori voi suotuisissa olosuhteissa liueta veteen pitkälläkin aikavälillä, mikä voi selittää rehevöitymiskehityksen jatkumista ulkoisen kuormituksen vähentämisen jälkeen (Lukkari ym. 2009).

Hönsholmenin syvänteellä alusveden ravinnepitoisuudet olivat hieman muita havaintopaikkoja korkeampia kokonaisfosforin, ammoniumtypen sekä liukoisen fosfaattifosforin osalta keskikesällä. Syvänteen ravinnepitoisuuksista ei kuitenkaan voida päätellä sedimentistä mahdollisesti vapautuvien ravinteiden määrää, sillä syvännenäytteet otettiin 90 cm pohjan yläpuolelta. Sen sijaan Hönsholmenilla elokuun puolivälissä havaittu veden kiintoainepitoisuuden ja sameuden huomattava nousu elokuun alun tuloksiin verrattuna paljastaa resuspension vaikuttaneen myös ammoniumtypen pitoisuuksia voimakkaasti nostaen. Vesipatsaan kesänai- kainen kerrostuneisuus purkautui saman myrskyn aikana, joka nosti myös muiden havaintopaikkojen kiintoaine- ja ravinnepitoisuuksia.

Alusvedessä ravinnepitoisuudet ovat yleensä korkeampia kuin pintavedessä. Tutkimusalueella tilanne oli kuitenkin toisenlainen, sillä Hönsholmenin syvänteen ravinnepitoisuudet olivat pintavettä korkeampia vain heinäkuun lopussa fosfaattifosforin osalta ja syyskuun alussa nitriitti-nitraattityypen osalta. Tämä havainto tukee päätelmää resuspension voimakkaasta kesän aikaisesta vaikutuksesta Suvisaariston veden laatuun. Veden kiertäessä pinnasta pohjaan ympäri kesän, eivät ravinteet pääse konsentroitumaan alusveteen vaan ovat pintavedessä tuottajien käytettävissä läpi kesän.

Kiintoainehiukkasten sekoittumisen myötä veteen vapautuva fosfori alentaa vedessä olevan kokonaistypen suhdetta kokonaisfosforiin, mikä puolestaan antaa

sinileville kilpailuvaltiin muihin leviin nähden, sillä sinilevät kykenevät sitomaan ilmakehän tyypeä ja pärjäävät samentuneen veden alhaisissa valo-oloissa (Niemi 2008). Matalilla vesialueilla sedimentistä vapautuneet ravinteet ovat useammin liukoissa, eli heti leville käyttökelpoisissa, muodossa kuin syvillä vesialueilla (Suomela ym. 2005). Ilman vesikasveja tutkimusalueella olisi suuremmat veden ravinnepitoisuudet, mikä mitä todennäköisimmin johtaisi nykyistä pahempiin sinileväkukintoihin.

Yleensä sisäisestä ravinnekuormituksesta puhutaan, kun ravinteita vapautuu hapettomasta sedimentistä takaisin veteen, jolloin levien kasvu kiihtyy ja sedimentoituvan/hajoavan aineksen määrä lisääntyy vähentäen yhä enemmän sedimentin happipitoisuutta. Saaristomerellä tehdyt tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että sisäisen kuormituksen määrä voi olla merkittävä hapellisessakin sedimentissä. Sedimentin hapettomuutta ehkäisee sedimentin alhainen orgaanisen aineksen pitoisuus sekä veden avovesikauden aikainen sekoittuminen. (Suomela ym. 2005) Suvisaaristossa vesi sekoittuu mataluuden vuoksi läpi avovesikauden, mutta orgaanisen aineksen pitoisuus sedimentissä on suuri.

Matalassa merenlahdessa sisäisen kuormituksen eli veden ja sedimentin välisen ravinteiden kierron vähentäminen edellyttää ulkoisen ravinnekuormituksen vähentämistä (Suomela ym. 2005). Ulkoisen kuormituksen lisäksi rannikkoekosysteemien tilaan vaikuttavat veden vaihtuvuus ja sedimentoituminen (Tomczak ym. 2009). Vaikka ulkoista ravinnekuormitusta vähennettäisiinkin, voi rehevöityminen jatkua, sillä sedimenttiin kertyneen orgaanisen aineksen hajoaminen kuluttaa happea ja sedimentistä vapautuu veteen lisää ravinteita erityisesti hapettomissa olosuhteissa (Munkes 2005).

Suvisaaristossa ulkoisen kuormituksen vähentämisessä on onnistuttu saarten viemäröinnin myötä, mutta ulkoista kuormitusta tulisi vieläkin pienentää saamalla kaikki kiinteistöt osaksi keskitettyä vesihuoltoa. Sisäinen kuormitus aiheuttaa myös rehevöitymisiongelmiä alueella. Avovesikautena ongelmat korostuvat, sillä vesiliikenteen ja tuulten vaikutuksesta sedimentti sekoittuu veteen, mutta alhaisten vedenkorkeuksien takia salmista ei pääse virtaamaan lahdille tarpeeksi vettä alueen huuhtomiseksi. Keskikesällä alueen syvänteelle voi muodostua lyhytaikaista vesipatsaan kerrostuneisuutta, mikä voi tarpeeksi kauan kestäessään lisätä paikallisesti sisäistä kuormitusta hapettomien pohja-alueiden kautta. Syksyn myötä suurentuvat vedenkorkeudet ja tuulennopeudet johtavat veden vaihtumisen tehostumiseen, minkä vaikutuksesta ulkosaariston vedet pääsevät huuhtomaan sisälahtien vesiä ja pintasedimenttiä.

5.4.5 Hygienian indikaattoribakteerien pitoisuudet

Luonnonvesissä on eläinten johdosta aina jonkin verran suolistobakteereita. Suolistobakteerien määrä vedessä voi kuitenkin johtua myös jätevesikuormituksesta. Syytä Svartholmeninlahden yllättävän korkeisiin *E. coli* -pitoisuuksiin heinäelokuussa ei tässä selvityksessä saatu selville.

5.5 Näytteenoton jatkosuositukset

Sedimentti-, pohjaeläin-, kasviplankton- ja vesianalyysien tulokset tukivat kaikki ennako-oletusta siitä, että merivesi Suvisaaristossa on rehevää. Suurin yksittäinen kuormitustekijä on ollut ja yhä on jätevesikuormitus. Vesiosuuskunnan myötä haja-asutuksen aiheuttama jätevesikuormitus on pienentynyt ja toivottavasti pienenee lähitulevaisuudessa edelleen. Tämän muutoksen ja sen vaikutusten seuraamiseksi veden laatua olisi syytä seurata tutkimusalueella säännöllisesti, mieluiten vuosittaisella näytteenotolla. Tämän selvityksen pohjalta syvyytensä puolesta paras näytepaikka olisi Hönsholmen. Mahdollisuuksien salliessa kaksi veden laadun seurantapaikkaa, voisi toinen olla hyvin rehevä Bredviken.

Myös pohjaeläinnäytteiden avulla voidaan seurata veden laatua. Suvisaaristossa pohjaeläinten käytettävyyttä kuormituksen kehittymisen indikaattorina vaikeuttaa kuitenkin resuspensio, joka puskuroi tehokkaasti avovesiaikana pohjien hapettomuutta vastaan. Ruoppausten haittavaikutuksia pohjaeläimet kuvastavat sen sijaan hyvin. Pohjaeläinseurantaa suositellaan tehtäväksi veden laadun seurannan ohella Svartholmeninlahdella niin kauan, kunnes pohjaeläinten tiheys vastaa muiden sisälahtien pohjaeläintiheyksiä.

5.6 Aukkaiden toteuttama näkösyvyshavainnointi

Näkösyvyys mittaa valon heijastumista vedessä ja se vastaa suurin piirtein syvyyttä, johon tunkeutuu 10 % veden pintaan tulevasta valosta (Wetzel 2001). Suomen merialueilla näkösyvyys on laskenut sadan vuoden aikana 8–10 metristä 4–6 metriin (Raateoja ym. 2008). Näkösyvyyteen vaikuttavat suuresti veden väri sekä siinä olevat kiintoaine- ja levähiukkaset (Wetzel 2001).

Häkansonin (1994) mukaan rannikkovesissä näkösyvyyden jääminen alle 1,5 metrin viittaa siihen, että kokonaisfosforipitoisuus on yli 40 µg/l, kokonaistyyppipitoisuus yli 400 µg/l ja että kyseessä hypereutrofinen eli hyvin rehevä merialue. Kaikkien näiden kolmen kriteerin mukaan Bredviken ja Svartholmeninlahti ovat hyvin reheviä. Eutrofisessa eli rehevässä rannikkovedessä näkösyvyyden tulisi olla 1,5–3 m, kokonaisfosforipitoisuuden 30–40 µg/l ja kokonaistyyppipitoisuus 350–400 µg/l. Hönsholm ja varsinkin Skaddan sijoittuvat näillä kriteereillä hyvin rehevän ja rehevän rannikkoveden väliin. (Häkanson 1994)

Alhaiset näkösyvyysarvot johtuivat suurimmaksi osaksi korkeasta veden kiintoainepitoisuudesta ja sameudesta. Näin ollen myös näkösyvyysarvot tukivat veden laadun ja pohjaeläimistön pohjalta tehtyjä päätelmiä siitä, että Suvisaaristossa veden laatua heikentää erityisesti resuspensio. Vähenevän näkösyvyyden myötä makrolevät, Suomenlahdella tyypillisesti rakkolevä (*Fucus vesiculosus*), taantuvat (Krause-Jenkenssen ym. 2009), mikä alentaa vesialueen ekologista tilaa. Näkösyvyysarvojen perusteella alueen ekologinen tila on välttävä.

Havaintojen kuvaavuuden vuoksi paikallisten tekemää näkösyvyshavainnointia suositellaan jatkettavaksi vuosittain. Jatkossa näkösyvyyden mittaus voisi kuitenkin olla taajuudeltaan harvempaa ja tapahtua esimerkiksi joka toinen viikko sovitunpituisen kesäkauden aikana. Näkösyvyysmittausten koordinoinnista vastaisi Espoon kaupungin ympäristökeskus.

5.6.1 Sisäsaaristo

Tutkimusalueen sisäosissa vuosina 2004–2007 ruopatun Bosund-Felsund-Stensund-väylän varrella näkösyvyys jäi alle metriin, mikä kuvaa välttävää ekologista tilaa. Ramsionlahden pohjukassa näkösyvyys sai kaikkein alhaisimmat arvot. Moisöfjärdenilläkin näkösyvyyden arvot olivat keskimäärin vain hieman yli metrin. Sisäsaariston ulkoreunalla oli huomattavia eroja: pohjoisosassa näkösyvyysarvot olivat samaa luokkaa kuin Moisöfjärdenillä, mutta eteläosassa näkösyvyys nousi keskimääräisesti yli kahteen metriin.

Sisälahtien alhaisiin näkösyvyysarvoihin on syynä veden laatu. Erityisesti resuspension aiheuttama veden korkea kiintoainepitoisuus sekä korkeiden ravinnepitoisuuksien aikaansaama levähiukkasten suuri määrä samentavat vettä, jolloin veden kirkkautta mittaava näkösyvyys vähenee. Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella resuspensio on voimakkainta, mikä on havaittu myös näkösyvyysarvoissa.

Näkösyvyystuloksiin vaikuttavat resuspension lisäksi muutamat muutkin tekijät. Suinonsalmen, Bosundin, Skatanin itäosan ja Vargenin näkösyvyysarvoja alentaa myös veneily, sillä alueet sijaitsevat veneilyväylien varrella. Veneily varsinkin suurilla nopeuksilla aiheuttaa resuspensiota, mikä ilmenee veden samentumisena (Eriksson ym. 2004). Ruopatun väylän kohdalla Bosundissa tehtyjen havaintojen mukaan vesi on sameampaa silloin, kun veden korkeus oli tavanomaista korkeammalla. Havaintoa voi selittää sadanta, joka saa aikaan luontaisen kiintoainepitoisuuden suurenemisen (luonnonhuuhtouma) tai ulompaa mereltä tulevat virtaukset, jotka kuljettavat mukanaan sameampaa vettä.

5.6.2 Ulkosaaristo

Koska veden vaihtuvuus on merenlahdissa huonompaa kuin ulkosaaristossa, vaikuttaa ihmisen aiheuttama kuormitus voimakkaammin merenlahtien kuin ulkosaariston tilaan (Yüksek ym. 2006). Resuspensio on Saaristomerellä tehtyjen tutkimusten mukaan suurempaa sisäsaaristossa kuin avomerellä (Heiskanen & Tallberg 1999). Kiintoainesamennuksen lisäksi ravinnekuormituksen aikaansaama perustuotannon kiihtyminen näkyy vedessä leväsamennuksena, mikä on lahtialueilla suurempaa kuin avomerellä (Yüksek ym. 2006). Suvisaariston näkösyvyyshavainnot vahvistivat tätä tutkimustulosta. Sisä- ja ulkosaariston rajalla sijaitsevan Sumparenin saaren etelä- ja pohjoisosissa näkösyvyys pysyi heinä-elokuussa yli kolmessa metrissä, mikä viittaa hyvään ekologiseen tilaan. Sumparenin länsipuolella lähellä Vargenin saarta sekä Bergön ja Stora Bodön välissä näkösyvyys oli lähes metrin verran alhaisempi, minkä perusteella merialue siellä olisi tyydyttävässä ekologisessa tilassa. Tuloksista näkyy siis veden kirkastuminen mitä lähemmäs ulkosaaristoa siirrytään. Erot sisä- ja ulkosaariston välillä selittyvät sillä, että ulkosaaristossa vesi vaihtuu paremmin. Näin ollen näkösyvyyshavainnot vahvistavat veden laatuanalyysien tuloksia.

6 Ruoppausten hyödyt ja haitat

6.1 Lainsäädäntö luo rajoitetun vapauden

Vesilaissa (264/1961) ja -asetuksessa on säädetty oikeudesta ruopata sekä siitä, kuinka ja millä ehdoilla ruoppauksia voidaan toteuttaa. Periaatteessa jokaisella, joka kärsii lietteestä/matalikosta tai muusta samantyyppisestä haitasta, on oikeus suorittaa haitan poistamiseksi tarpeellinen vesistön tilan ja käyttömahdollisuuksien parantamista koskeva toimenpide (VL 1:30 §). Toimenpiteestä eikä sen suorittamisesta saa kuitenkaan aiheutua haittaa tai vahinkoa vesialueen omistajalle, toisen omaisuudelle tai kalastukselle, vesiluonnolle tai sen toiminnalle, luonnon kauneudelle, ympäristön viihtyisyydelle, vesistön virkistyskäytölle, vesistön puhdistautumiskyvylle tai muulle yleiselle edulle (1:12–15 §). Myöskään vesialueen pilaantumista ei saa aiheutua (1:19 §).

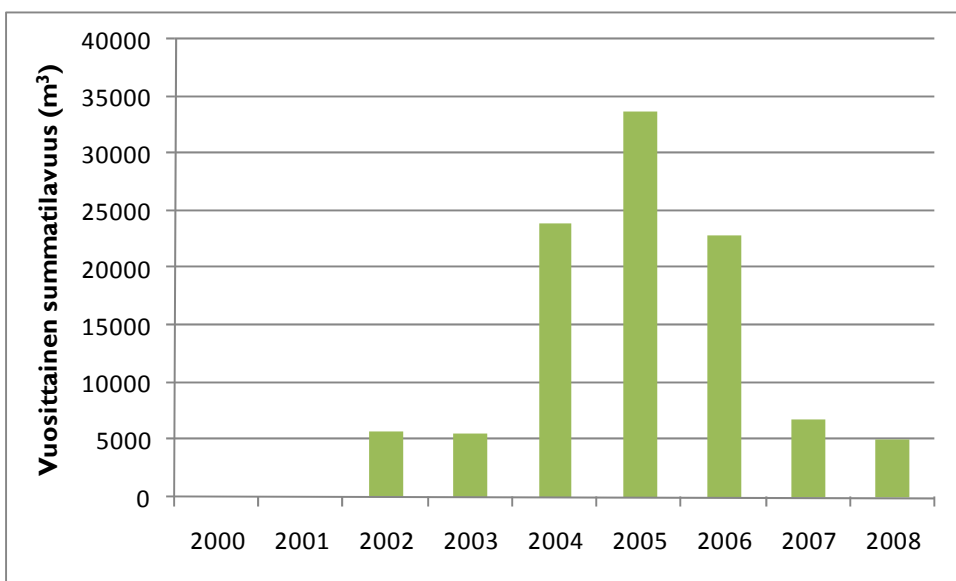
Espoossa ruoppaushankkeista tulee tehdä ilmoitus vähintään 30 päivää (Vesiasetus 85a §) ennen suunniteltujen töiden aloittamista Uudenmaan ympäristökeskukseen, jossa hankkeen vaikutukset arvioidaan. Jos toimenpiteestä saattaa aiheutua edellä mainittuja vesilaissa säädettyjä haittavaikutuksia, vaatii se Länsi-Suomen ympäristölupaviraston myöntämän vesilain mukaisen luvan. Mikäli ruoppaus muuttaa rantaviivaa ja/tai maisemaa olennaisesti, tulee työlle hakea myös maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999, 128 §) mukainen maisematyö lupa Espoon rakennusvalvontakeskuksesta.

Suvisaaristossa ruoppauksia on 2000 -luvulla tehty lisääntyvässä määrin, mistä kertovat Uudenmaan ympäristökeskukselle tehtyjen ilmoitusten lukumäärät. Lisäksi kolme massamäärältään suurinta ruoppaushanketta on vaatinut vesiluvan Länsi-Suomen ympäristölupavirastolta ja useampia ilmoittamatta jääneitä ruoppauksia on varmasti tehty.

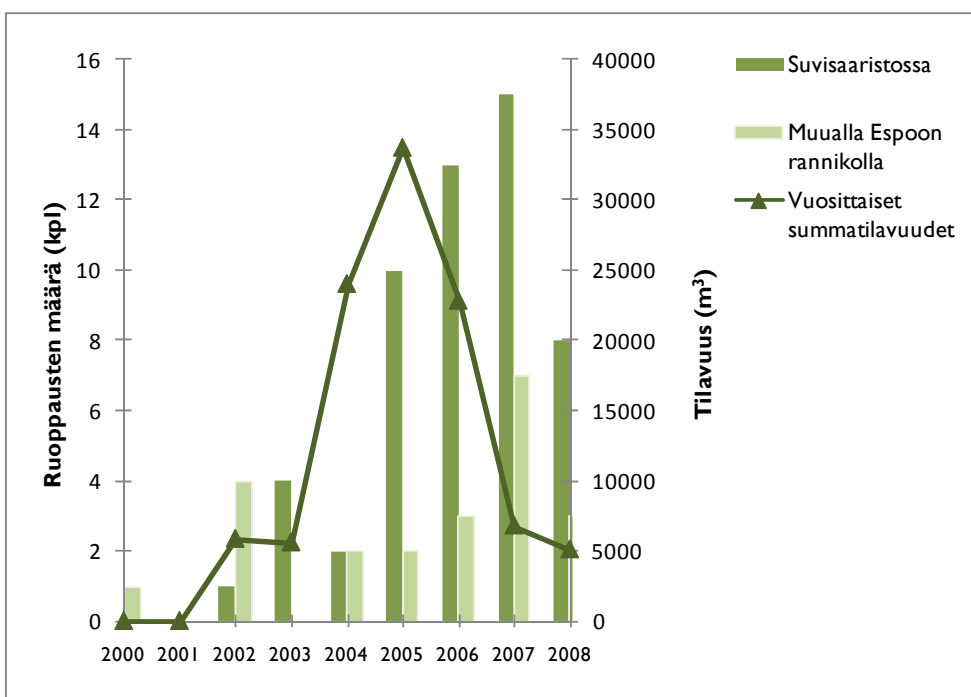
6.2 Ruoppaukset Suvisaaristossa

Ensimmäiset ruoppaukset Suvisaaristossa on tehty vuosina 1976 ja 1977 (Haasmaa 2009b). Tällöin ruoppausmassat läjitettiin kuitenkin rantaan, minkä vuoksi tarkoituksena ollut veden virtauksen tehostuminen jäi toteutumatta (Haasmaa 2009b). Sisälahtien välisten väylien syventämistä on suunniteltu sen jälkeen kauan, mutta hanke käynnistyi vasta vuonna 2004, jolloin koko Svartholmeninlahti ruopattiin kuivauksen avulla. Massiivinen väylän ruoppaaminen tuotti läjitysmassoja noin 63 000 m³, mikä näkyy ruoppaustilavuuksien vuosittaisissa huippulukemissa vuosien 2004–2006 aikana (Kuva 29). Hanketta seurasi Bosund-Felsund-Stensund -väylän suurruoppaus vuonna 2005 sekä Ramsionlahden ruoppaus vuonna 2006.

Vuodesta 2003 lähtien kaikista Espoon rannikolla tehdyistä ruoppauksista valtaosa (67–93 %) on toteutettu Suvisaariston alueella (Kuva 30). Väyläruoppausten ohella myös pienempien ruoppausten määrä on kasvanut. Esimerkiksi Bredvikenin pohjoisosaa on ruopattu useasta eri kohdasta vuosina 2005–2008.



Kuva 29. Suvisaaristossa toteutettujen ruoppausten vuosittaiset summatilavuudet.



Kuva 30. Ruoppausten lukumäärä (kpl) Espoon rannikolla ja Suvisaaristossa sekä ruoppausten tilavuusjakauma.

Väyläruoppausten tavoitteena on ollut saada veden vaihtuvuus tehostumaan alueella. Veden vaihtumisen mahdollisia muutoksia ei ole kuitenkaan mitattu ennen tai jälkeen ruoppausten esimerkiksi virtausmittauksin. Tehtyjen ruoppausten ympäristövaikutuksia ei myöskään ole seurattu tarpeeksi pitkään ruoppausten päättymisen jälkeen. Esimerkiksi Svartholmeninlahden pohjaeläinkoostumus ei vielä ole toipunut vuonna 2004 tehdystä kuivatus-ruoppauksesta, mutta pohjaeläimistöä lahdella ei ole seurattu ollenkaan ruoppausten ympäristövaikutusten tarkkailussa.

6.3 Ruoppauksen ympäristövaikutukset

6.3.1 Fysikaalis-kemialliset vaikutukset

Vesialtaan morfologia, sedimentin laatu, merivirrat, tuulet, ruoppaustekniikka sekä toteuttamisajankohta vaikuttavat ruoppauksen ympäristövaikutuksiin. Matalissa merenlahdissa pienialaisen ja harvoin toteutetun ruoppauksen fysikaalis-kemialliset vaikutukset ovat yleensä lyhytaikaisia (Lewis ym. 2001).

Matalilla ja pehmeäpohjaisilla vesialueilla ruoppaukset aiheuttavat veden kiintoaine- ja ravinnepitoisuuksien nousua sekä näiden johdosta sameuden kasvua (Falcão ym. 2003; Raateoja ym. 2008). Veden sameus voi lisääntyä myös sekundaarivaikutusten kautta, sillä salmien syventäminen ja leventäminen, samoin kuin ruovikoiden poistaminen lahtiin johtavista aukoista, lisää tuulten pääsyä lahtiin, mikä voi lisätä sedimentin resuspendoitumista (Munsterhjelm 2001). Myös Suvisaaristossa tehdyissä ruoppaustutkimuksissa on havaittu sameuden ja veden kiintoainepitoisuuden nousua (Niinimäki 2006). Ruoppauksen ympäristövaikutukset ovat siis hyvin samankaltaisia kuin resuspension. Tuulista johtuva resuspensio voikin peittää pienruoppauksien aikaansaaman veden sameuden lisääntymisen (Schoellhamer 2002).

Kiintoainehiukkasten mukana veteen voi pohjasta siirtyä myös ravinteita. Fosforia esiintyy sedimentissä sekä kiintoaineeseen sitoutuneena että liukoisessa muodossa sedimentin ja veden välisessä huokosvedessä. Vaikka fosforin vapautumista tapahtuu usein silloin, kun sedimentti on hapetonta, voi fosforia vapautua sedimentistä veteen silloinkin, kun alusvesi on hapellista (Suomela ym. 2005). Suvisaaristossa ruoppauksen aiheuttamaa veden ravinnepitoisuuksien nousua on havaittu Ramsionlahdella tehdyssä seurannassa (Lehtoranta & Ahlman 2009).

Ravinteiden lisäksi sedimenttihiukkaset pystyvät sitomaan itseensä myös haitallisia aineita, kuten metalli-ioneita (Lee ym. 2008). Metallioniit ovat tiukasti sitoutuneita sedimenttihiukkasiin eivätkä irtoa niistä normaaliolosuhteissa (Mikulic ym. 2008). Fysikaalisen tai kemiallisen häiriön yhteydessä sedimenttiin sitoutuneet haitta-aineet voivat kuitenkin vapautua veteen. Ruoppauksen on havaittu vapauttavan sedimenttihiukkasiin sitoutuneita tinayhdisteitä ja metalli-ioneita (Bellas ym. 2007).

Haitallisia aineita päätyy sedimenttiin vain tiettyjen ihmisperäisten toimintojen, kuten satama-, telakka- ja jätevesien johtamisen, kautta. Mikäli alueella ei ole ollut tämän tyyppistä kuormittavaa toimintaa, voidaan olettaa, ettei ko. aineita sedimentissä esiinny. Suvisaaristossa sedimentin haitta-aineiden esiintyminen rajoittuu todennäköisesti Svinön venesatamaan.

6.3.2 Ruoppauksen biologiset vaikutukset

Ruoppauksen ilmeisin biologinen vaikutus on pohjaeläimistön väheneminen (Lewis ym. 2001). Pohjaeläinten määrää vähenee ruoppauksen yhteydessä niin biomassalla kuin esiintyvyydelläkin mitattuna (Szymelfenig ym. 2006). Suvisaaristossa ruoppauksen pohjaeläimistöä heikentävä vaikutus on havaittavissa Svartholmeninlahdella, jossa pohjaeläinyhteisö hakee yhä tasapainoaan. Itämerellä tehtyjen tutkimusten mukaan pohjaeläimistön palautuminen voi viedä jopa yhdeksän vuotta ruoppauksen jälkeen (Boyd ym. 2005), vaikkakin pohjaeläimet alkavat toipua lyhyemmässä ajassa (Newell ym. 2004).

Ruopatulla alueella yleisimpiä pohjaeläimiä ovat surviaissääskien toukat (Szymelfenig ym. 2006), jotka sietävät pääsääntöisesti hyvin elinympäristössään tapahtuvia häiriöitä. Suvisaariston sisälahdilla suurin osa pohjaeläimistä kuuluu

juuri näihin häiriöitä sietäviin toukkiin. Tähän vaikuttaa todennäköisesti enemmän resuspensio kuin pienruoppaukset, sillä resuspensiota tapahtuu useammin ja suuremmilla pohjapinta-aloilla.

6.3.3 Muutokset veden vaihtuvuudessa

Veden hidas vaihtuvuus heikentää vesialueen kykyä sietää kuormitusta. Itämerellä vanhan kuormituksen aiheuttama rehevöityminen jatkuu yhä voimakkaana veden heikon vaihtuvuuden ja siitä aiheutuvan pitkän viipymän vuoksi (McQuatters-Gollop ym. 2009). Myös kuormitusherkässä Suvisaaristossa veden vaihtuvuus on ollut hidasta. Tehdyt väyläruoppaukset ovat asukkaiden havaintojen mukaan parantaneet vesialueen tilaa ja helpottaneet turvallista vesillä liikkumista. Suurruoppausten lopullista vaikutusta veden vaihtuvuuteen on kuitenkin vielä liian aikaista luotettavasti arvioida. Arviointia vaikeuttaa se, ettei kvantitatiivisia tuloksia saada, koska vesialueella ei ole tehty esimerkiksi virtausmittauksia ennen eikä jälkeen ruoppausten.

Veden vaihtuvuutta voidaan virtausmittausten puuttuessa arvioida ulko- ja sisäsaariston välisten veden suolaisuusarvojen välisillä eroilla. Heinä-elokuussa 2009 Ryssjeholmsfjärdenillä ja Knaperskärillä saliniteettiarvot ovat olleet hyvin lähellä toisiaan, kun taas Hönsholmenilla, Skaddanilla, Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella saliniteettiarvot olivat samanaikaisesti hieman alhaisempia. Ero saliniteettiarvoissa oli kuitenkin vain noin 0,2 ‰. (Hertta -rekisteri 2009)

Myös sisälahtien välillä on hienoisia eroja veden suolapitoisuuksissa. Neljästä kesän 2009 havaintopaikasta saliniteettiarvot olivat tutkimusalueella alhaisimpia Bredvikenissä ja Svartholmeninlahdella, missä myös murtovedessä esiintyvien pohjaeläinten määrä oli pienin. Veden vaihtuvuus on siis huonointa tutkimusalueen keskiosissa. Svartholmeninlahden pohjaeläimistö on kuitenkin vasta palautumassa lahden kuivatuksesta ja paikallisten asukkaiden havaintojen mukaan Svartholmeninlahden tila on parantunut kuivatusruoppauksen jälkeen. Näin ollen veden vaihtuvuus vaikuttaa olevan heikointa Bredvikenissä.

6.4 Suosituksia ruoppausten toteutukseen

6.4.1 Ruoppauksilla saavutetun hyödyn arviointi

Bosund-Felsund-Stensund -väylän ruoppaus on tehostanut veden vaihtumista, parantanut Suvisaariston sisälahtien virkistyskäyttöarvoa ja hidastanut alueen umpeenkasvua. Ruoppauksilla on valitettavasti myös negatiivisia vaikutuksia veden laatuun ja mahdollisesti myös alueen rehevöitymiskehitykseen. Veden vaihtuvuuden tehostaminen voi johtaa myös ei-toivottuihin vaikutuksiin. Syventämällä kahden vesialueen välistä salmea voi seurauksena olla veden vaihtuvuuden tehostamisen sijaan vesialueiden vedenkorkeuseroista johtuva jatkuva veden vellominen. Tällainen edestakainen veden huuhtoutuminen voi johtaa pysyvään veden samentumiseen, jos kyseessä on hienojakoinen sedimentti. Tehostunut veden kiertäminen voi lisäksi aiheuttaa sedimentin pinnan uudelleen kerrostumista ja siten vedenalaisten virtausten muuttumista. (Munsterhjelm 2001)

Koska ruoppaukset aiheuttavat aina jonkin verran veden kiintoaine- ja ravinnepitoisuuksien nousua, tulisi ruoppausten tarveharkinnassa pohtia ennemmin sitä kuinka pitkäaikaista hyötyä toimenpiteellä on, kuin yrittää laskea tarkkoja arvoja toimenpiteen aiheuttamalle kuormitukselle.

Mitä kevyempiä sedimenttihiukkaset ovat, sitä herkemmin ne resuspendoituvat. Rehevässä merenlahdissa sedimentin pinnan kiintoainehiukkaset ovat enimmäkseen kevyttä ja hienojakoista orgaanista ainesta. Lisäksi sedimentin pintakerroksessa sedimentin vesipitoisuus on suurimmillaan, minkä vuoksi sedimentin pintakerros on syvemmällä olevia sedimenttikerroksia kevyempi. Pienialaisissa ruoppauksissa poistetaan vain sedimentin pintakerros, jolloin merenpohjaan ikään kuin tehdään ura. Hienojakoisen sedimentin ollessa valuvaa, täyttyy ruopattu ura nopeasti (Fraser ym. 2006; Constantino ym. 2009). Sen täyttymistä tehostaa rehevän vesiekosysteemin runsas perustuotanto, mikä synnyttää lisää vajoavaa orgaanista ainesta koko avovesikauden ajan. Näin ollen yksittäisillä pienruoppauksilla saavutettava hyöty jää hyvin lyhytkestoiseksi, jolloin ruoppauksesta aiheutunut haitta korostuu. Jos pienruoppauksia toteutetaan saman vesialueen rannoilla useampia, on niiden yhteisvaikutus vesialtaassa enemmänkin haitallinen kuin hyödyllinen. Pienruoppauksista ei ole pitkäaikaista hyötyä Suvisaaristossa, jossa sedimentti on hyvin hienojakoista ja altista resuspensiolle.

Paras hyöty ja suhteellisesti pienin haitta ruoppauksista saadaan todennäköisesti yhteisesti suunnitelluilla suurhankkeilla, kuten toteutettu väyläruoppaus. Niin massiivisia toimenpiteitä ei kuitenkaan voida toteuttaa kovin usein. Ruoppauksia kannattaisikin jatkossa maltaa toteuttaa suunnitelmallisesti ja vain välttämättömän tarpeen vuoksi. Toteutustarvetta pohdittaessa olisi tärkeää ajatella toimenpiteen koko rantaviivalle tuottamaa hyötyä, sillä näin voidaan aikaansaada nykyistä pitkäkestoisempi lopputulos.

6.4.2 Ruoppausten toteutuksessa huomioitavaa

Tilavuus ja toteutusajankohta

Ennen ruoppaukseen tarvittavan luvan/ilmoituksen myöntämistä tulisi viranomaisen tiedossa olla ruopattavan massamäärän tarkka tilavuusarvio. Tällöin saadaan arvio toimenpiteen vaikutuksista sekä luvanvaraisuudesta, ottaen huomioon, että uudistetussa vesilaissa on tarkoitus rajata ruoppausten luvanvaraisuus niiden tilavuuteen.

Ruoppausten toteuttamisajankohta tulisi harkita tarkasti. Keväisin kalojen kutu- ja lintujen pesintäaikoina ruoppauksista tulisi pidättäytyä (Viinikkala, Mykkänen ja Ulvi 2005), samoin kesäisin, jolloin vesikasvien elinkierto on haavoittuvimmillaan (Ympäristöministeriö 2004) ja vesien virkistyskäytölle aiheutuva haitta on suurimmillaan (Viinikkala, Mykkänen ja Ulvi 2005). Ruoppauksen aikaansaaman resuspension yhteydessä vapautuvien ravinteiden määrä on heinä-lokakuussa huomattavasti suurempi kuin toukokuussa (Niemistö 2008). Paras toteutusaika ruoppauksille on siis marraskuusta maaliskuuhun.

Sedimentin laadun tutkimukset

Sedimentin haitta-aineita esiintyy lähinnä alueilla, joissa on tai on ollut satama- ja telakkatoimintaa. Tällaisten alueiden lukumäärä Suvisaaristossa on alhainen. Svinön piensataman edustan sedimentistä on havaittu raskasmetalleja, öljyhiilivetyjä sekä tinayhdisteitä hieman taustapitoisuuksia enemmän, mutta sedimentin pinnasta ne voivat kulkeutua veteen jo luontaisen resuspension kautta. Pienruoppausten haitta-aineiden mobilisoitumista lisäävä vaikutus lienee siten pieni. Sedimentin laatu tutkimuksia ei välttämättä edellytetä ruoppausilmoituksen hyväksymistä varten pienruoppauksissa.

Ruoppausten tiedetään aiheuttavan ravinteiden kulkeutumista sedimentistä veteen, mutta sedimentin ravinnepitoisuuksien tutkiminen on sekä hyvin virhealtista (Thomsen ym. 1994) että kallista. Ravinnepitoisuudet sedimentin pinnassa

muuttuvat äärimmäisen pienillä etäisyyksillä ja lyhyellä aikavälillä. Luotettavasti sedimentin rehevyydestä kertovaa sedimenttinäytettä on vaikea ottaa ja jo näytteenoton suunnittelu vaatii ammattilaisen apua. Myös näytteiden analysointi on mittatilaustyötä, sillä analyysivalikoima on vain harvojen laboratorioden käytössä.

Ravinnepitoisuuksia voidaan kuitenkin arvioida kvalitatiivisesti sedimentin hiukkaskoon ja vesialueen kuormitushistorian avulla. Savipitoinen maa-aines on epästabiilia, sillä se kuluu helposti. Havumetsävyöhykkeellä sedimenteissä on usein runsaasti saven ja osittain hajonneen orgaanisen aineksen seosta, mihin on varastoitunut suuri määrä ravinteita. Olosuhteiden mekaaninen tai kemiallinen muuttuminen saa saven ja humuksen sisältämän ravinnevaraston purkautumaan. Mitä enemmän savea ja/tai muuta hyvin hienojakoista maa-ainesta sedimentissä on, sitä enemmän ruoppaus todennäköisesti vapauttaa siitä ravinteita. (Anderson 1988) Sedimentin ravinnepitoisuuksien osalta ruoppausta edeltäviä sedimentin laatututkimuksia ei siten pienruoppauksissa yleensä tarvita.

Vaikutusten tarkkailun suunnittelu

Jos ruoppausten yhteydessä tarkkaillaan toimenpiteiden vesistövaikutuksia, tulisi analyysien laatuun ja ajankohtaan kiinnittää huomiota. Analyysien tulisi sisältää happipitoisuus, kiintoainepitoisuus, sameus, klorofylli-*a*-pitoisuus sekä kokonaistypen ja -fosforin ja ravinteiden liukoisten muotojen pitoisuudet. Levien määrää vedessä kuvaava klorofylli-*a*-pitoisuus on hyvä määrittää näytteistä siksi, että jos ruoppaus toteutetaan maaliskuussa, voi suurentuneiden sameusarvojen ja ravinnepitoisuuksien takana olla kiintoainepitoisuuksien muutoksien lisäksi muutokset levien määrässä. Näytteenoton ajankohta puolestaan tulisi ajoittaa ruoppauksen aloitusta edeltävälle päivälle sekä ruoppauksen päättymistä seuraavalle kuukaudelle. Pitkäaikaisten vaikutusten selvittämiseksi näytteitä voitaisiin ottaa lisäksi vuosi ruoppauksen aloituksesta, jolleivät näytteistä analysoidut pitoisuudet olisi laskeneet kuukaudessa ruoppauksen aloitusta edeltävälle tasolle.

7 Ruovikoituminen ja kasvillisuuden poisto

7.1 Vesikasvit merenlahtien luonnollisen kehityskulun ilmentäjinä

Akvaattiset ekosysteemit ovat jatkuvassa muutoksessa (Wetzel 2001). Maanko-hoamisen johdosta Suomen rannikkoalueille tyypillinen piirre on luontainen suk-kessio, jonka myötä merenlahdet mataloituvat ja mereiset kasvi- ja eläinlajit kor-vautuvat makean veden lajeilla (Munsterhjelm 2001). Tiheät ruovikot kiihdyttävät merenlahtien umpeenkasvua, sillä vuosi vuodelta kesänvanhat ruo'ot jäävät lakas-tuttuaan seuraavan kesän ruokojen alle maatumaan (Below & Mikkola-Roos 2007; Ikonen & Hagelberg 2008). Orgaanisen aineksen hajotessa pohjan laatu muuttuu liejuksi, mikä on otollista kasvualustaa vesikasveille.

Vaikka järviruoko runsastuu kehityskulun edetessä luontaisesti, on järviruo'on kasvu ja leviäminen kiihtynyt monin paikoin vesien rehevöitymisen sekä rantojen laiduntamisen loppumisen myötä (Väre ym. 2004). Koska Suvisaaristossa ei ole ollut merkittävää eläinten laidunnusta, on veden rehevöityminen ollut pääsyynä kiihtyvään ruovikoitumiseen alueella.

Matalien merenlahtien rehevöitymistä edistävät luontaiset prosessit, kuten avomereltä tuulten puhaltaman orgaanisen aineksen kasautuminen lahtiin (Munsterhjelm 2001). Orgaanista ainesta ei kuitenkaan pääse virtaamaan sisäsaaristosta takaisin ulkosaaristoon heikomman veden vaihtuvuuden vuoksi. Laajenevista ruovikoista on sekä haittoja että hyötyjä, joita käsitellään seuraavissa kappaleissa.

7.2 Vesikasvillisuus Suvisaaristossa

Tutkimusalueen rantoja reunustavat monin paikoin tiheät järviruokokasvustot (*Phragmites australis*). Ruovikon leveys vaihtelee metreistä jopa kymmeneen metrei-hin. Maren on lähes umpeenkasvanut ruovikon vuoksi. Syvänealueella kasvaa paikoin yksittäisiä tähkä-ärviöitä (*Myriophyllum spicatum*), tosin Svartholmeninlahdessa ärviöitä on runsaammin ja Bredviken on tiheän tähkä-ärviäesiintymän pei-tossa. Tähkä-ärviää esiintyy Suomessa lähinnä merenlahdissa, missä se voi muo-dostaa runsaita esiintymiä (Laita ym. 2007). Suvisaariston alueella esiintyy myös muita vesikasveja, kuten vitoja (*Potamogeton* spp.), palpakkoa (*Sparganium* spp.), järvikaislaa (*Schoenoplectus lacustris*) ja saroja (*Carex* spp.).

Vesikasvien niittoa Suvisaaristossa on suunniteltu jo 1970 -luvulta lähtien. En-simmäiset ruovikoiden niitot toteutettiin vuosina 1986, 1987 ja 1988 Bosundin, Fel-sundin ja Stensundin salmissa, joiden leveys oli ennen niittoja kaventunut paikoin alle viiteen metriin (Haasmaa 2009b). Niittoa jatkettiin vuosina 1990–1998. Bredvi-kenissä on niitetty ruovikoiden sijaan tähkä-ärviää vuonna 2005 (Haasmaa 2009b). Neljä vuotta niiton jälkeen tähkä-ärviää on yhä varsinkin kukinta-aikaan loppu-kesällä runsaasti, mutta kasvitiheydet ovat olleet paljon suurempia ennen niittoa (Kuvat 31 ja 32). Niiton lisäksi tähkä-ärviän vähenemiseen Bredvikenissä on voinut vaikuttaa se, että vuoden 2006 aikana Suomenlahdelle virtasi suolaisempaa vettä Itämeren pääaltaasta enemmän kuin yleensä. Tähkä-ärviä ei siedä suuria saliniteet-tipitoisuuksia.



Kuva 31. Bredvikenin selkä syyskuussa 2004 vuosi ennen niittoa. (Kuva: Folke Rosengård)



Kuva 32. Bredvikenin selkä syyskuussa 2009 neljä vuotta niiton jälkeen. (Kuva: Folke Rosengård)

7.3 Vesikasvien ekologiset tehtävät

Ravinnekuormituksen seuraukset voivat näkyä vesissä vuosikausia. Kuormituksen johdosta levien ja opportunististen vesikasvien kasvu stimuloituu (Flindt ym. 1999), mikä näkyy yksipuolisina levien massaesiintymisinä ja/tai laajentuneina vesikasviesiintyminä. Laajojen ja yksipuolisten vesikasvikasvustojen muodostuminen johtuu vesialueen rehevöitymisestä, mutta itse rehevöitymiskehityksessä vesikasveilla on tärkeä merkitys mm. ravinteiden sitojana.

Vesikasvit vähentävät virtausten ja tuulten aiheuttamaa resuspensiota sitomalla sedimentin kiintoaineita, ja samalla ne voivat vähentää fosforin vapautumista sedimentistä veteen (Horppila & Nurminen 2001). Juurelliset vesikasvit vähentävät lisäksi veteen liukenevan ammoniumtyypen määrää lisääntyneen denitrifikaation kautta (Flindt ym. 1999), mikä puolestaan alentaa sinilevien kilpailukykyä muita leviä vastaan. Erityisesti vesikasvien kukinta-aikana heinä-elokuun vaihteessa resuspension on todettu vähentyneen voimakkaasti vesikasvien ansiosta (Nurminen & Horppila 2009).

Tiheässä kasvavat vesikasvit tarjoavat myös kasviplanktonia syövälle ja siten levämääriä kurissa pitävälle eläinplanktonille suojaa (Donk & Bund 2002; Kääriäinen & Rajala 2004). Matalat ja runsaasti vesikasveja sisältävät merenlahdet ovat lisäksi monien kalalajien suosimia kutupaikkoja keväisin. Murtovedessä yleisesti esiintyviä makean veden kalalajeihin kuuluvat muun muassa hauki, ahven, särki, kiiski ja lahna (Munsterhjelm 2001). Ruovikot myös toimivat vesilintujen muuton-aikaisina levähdys- ja ruokailualueina (Below & Mikkola-Roos 2007). Massiivinen vesikasvillisuuden poisto voi siten heikentää vesialueen kala- ja lintukantoja. Eliöstön monimuotoisuuden kannalta paras vesialue on sellainen, että ruovikot ja avovesialueet vaihtuvat toisikseen mutkitellen (Kääriäinen & Rajala 2004).

7.3.1 Järviruoko

Järviruoko on ilmaversoinen vesikasvi, joka on yleinen muta-liejupohjien valtalaji. Ilmaversoiset vesikasvit ottavat tarvitsemansa ravinteet sedimentistä, josta ne kulkevat juuriston kautta varsiin. Järviruoko'olla on laaja juuristo, joka sitoo sedimenttiä ja/tai maata juuriston ympärillä. Juuristo vaimentaa siten aallokon aiheuttamaa eroosiota (Kääriäinen & Rajala 2004) ja vähentää sedimentin resuspensiota. Rehevässä ympäristössä, missä sedimentin ravinnepitoisuudet ovat suuria, järviruoko lisääntyy nopeasti (Saltonstall & Court Stevenson 2007).

Kasvukauden aikana heinä-elokuussa suurin osa ravinteista on kasvin versossa ja vain pieni osa ravinteista on juuristossa (Kääriäinen & Rajala 2004). Tällöin kasvien varret toimivat ravinteiden välivarastona, josta niitä voidaan niitolla poistaa. Kasvuhuipun jälkeen ravinteet siirtyvät takaisin varresta juuristoon ja varsi kuolee pois syksyllä.

Kuollessaan varsi vajoaa pohjasedimenttiin, jossa sitä hajottavat bakteerit. Hajotustoiminta kuluttaa happea. Kun varsia on lukuisia, ei sedimentin happipitoisuus välttämättä riitä bakteerien hajotustoimintaan, jolloin pohjaan voi syntyä hapettomia alueita ja kuolleiden varsien muodostama orgaaninen aines kerrostuu matoksi sedimentin pinnalle. Hajonnut kasviaines ei alueen huonon veden virtauksen johdosta pääse huuhtoutumaan pois. Ajan myötä veden syvyys pienenee, mikä hidastaa veden virtausta.

Yksipuoliset järviruokoesiintymät vähentävät alueen muiden vesikasvien sekä myös eläinlajien monimuotoisuutta. Yksipuolisten sekä paikoin laajojen ja tiheiden

järviruokoesiintymien perusteella Suvisaariston alue on rehevöitynyt. Vesialueiden umpeenkasvu on luonnollinen kehityskulku, mutta ihmisen toimet, lähinnä asumajätevesikuormitus, ovat nopeuttaneet ainakin Marenin, Bredvikenin, Bosundin, Suinonsalmen, Svartholmeninlahden sekä Braskarnan- ja Ramsionlahtien mataloitumista.

7.3.2 Tähkä-ärviä

Tähkä-ärviä on uposkasvi, jota Suomessa havaitaan lähinnä murtovedestä. Laji hyötyy rehevöitymistä (Wijck van ym. 1994; Wetzel 2001; Chase & Knight 2006). Myös sedimentin korkea orgaanisen aineksen pitoisuus saa tähkä-ärviän menestymään (Wijck ym. 1994). Merenlahdilla tähkä-ärviän tiheydet voivat olla niin suuria, että kalastus ja veneily alueella vaikeutuu ja kasvin kukinta-aikaan jopa estyy. Tähkä-ärviä kestää veden sameutta monia muita vesikasveja paremmin, koska sen kukinto on varren päässä aivan veden pinnan alapuolella.

Ravinnerikkaassa sedimentissä tähkä-ärviä kasvaa suurikokoiseksi, mutta vähäravinteisemmassa sedimentissä varsi jää pienemmäksi ja juuristo kasvaa sen sijaan suuremmaksi (Wang ym. 2008). Kasvi ottaa tarvitsemansa ravinteet sedimentistä tai vedestä sen mukaan, kummassa ravinnepitoisuudet ovat sille edullisempia (Carignan & Kalff 1980). Vaikka tähkä-ärviä vaatii ravinteikasta sedimenttiä, voi liiallisen typen ja erityisesti ammoniumtypen pitoisuus sedimentissä hidastaa kasvin kasvua ja jopa tappaa kasvin (Justin & Armstrong 1987; Sonneveld 2002; Wang ym. 2009). Järvikokeissa erityisesti uposkasvien on todettu vähentävän tehokkaasti niin kiintoaineen, typen kuin fosforinkin resuspensiota (Nurminen & Horppila 2009). Bredvikenissä tähkä-ärviä mitä ilmeisimmin vähentää resuspensiota.

Lajilla on kyky lisääntyä suvuttomasti irronneiden osiensa kautta (Wang ym. 2008), mikä tekee siitä tehokkaan lisääntyjän luontaisen tai ihmisperäisen häiriön altistamilla vesialueilla (Nichols & Shaw 1986). Tähkä-ärviän räjähdysmäinen lisääntyminen liittyykin yleensä rehevöitymiskehityksen kiihtymiseen (Nichols & Shaw 1986). Suomessa uposkasvien runsastuminen 2000 -luvulla on ollut valtakunnallinen ilmiö (Laita ym. 2007). Syyksi on arveltu vesistöjen sietokykyyn nähden yhä liian suurta hajakuormitusta sekä rehevissä vesistöissä tehtyjen kunnostustoimenpiteiden aikaansaamaa näkösyvyyden kasvua (Laita ym. 2007). Uposkasvien runsastumiseen voi myös liittyä vesialueen mataloitumista (Nybom ym. 1990), sillä tällöin veteen tunkeutuva auringonvalo pääsee tunkeutumaan entistä syvemmälle.

Kuollessaan kasvin osien hajoaminen vapauttaa veteen ravinteita ja aiheuttaa sisäistä kuormitusta (Nichols & Shaw 1986). Lisäksi, tähkä-ärviä uudistaa lehtiään läpi kasvukauden, mikä lisää lajin aiheuttamaa sisäistä kuormitusta. Lajin suvuton lisääntymiskyky on myös syy siihen, miksi kasvusta on erittäin vaikea päästä eroon. Luontaisia vihollisia, jotka pienentäisivät kasvin biomassaa, tähkä-ärviällä ei juuri ole, lukuun ottamatta joitakin hyönteisiä ja kasvitauteja. (Nichols & Shaw 1986) Luontaista biomassan vähentymistä tähkä-ärviällä tavataan useimmiten silloin, jos jokin toinen nopeasti lisääntyvä vesikasvi, kuten vesirutto (*Elodea canadensis*), valtaa tähkä-ärviän esiintymisalueen (Abernethy ym. 1996). Hyvin harvoin ja useiden kasvuvuosien jälkeen laji saattaa hävitä itsekseen (Nichols & Shaw 1986).

Tähkä-ärviän biomassan vähentämistä on kokeiltu parilla keinolla menestyneesti. Juuriston biomassan on osoitettu pienentyvän veden kasvaneen sameuden aiheuttaman varjostuksen suurennuttua, vaikka lajin verson kasvuun varjostuksen ei olekaan todettu vaikuttaneen (Abernethy ym. 1996). Tähkä-ärviän vähentämistä on kokeiltu menestyksekkäästi myös jäädyttämällä talvella vesimassa pohjaan asti, sillä tähkä-ärviä ei siedä jäätymistä (Laita ym. 2007). Parhaimmat tulokset

tähkä-ärviän harvennuksesta on kuitenkin saatu kasvin niitolla (Abernethy ym. 1996).

7.4 Vesikasvien niiton hyödyt ja haitat

7.4.1 Tavoitteena merialueen tilan parantuminen

Laajoja järviruokoesiintymien harventaminen voi olla hyödyllistä, koska syksyn ja talven mittaan veteen kaatuvat kuolleet varret lisäävät pohjasedimenttiin vajoavan orgaanisen aineksen määrää. Aineksen hajottaminen kuluttaa happea vedestä ja sedimentistä. Runsas hapenkulutus pohjassa puolestaan altistaa hapettomuudelle, mikä voi johtaa ravinteiden vapautumiseen pohjasta veteen ja siten edesauttaa rehevöitymiskierrettä.

Tiheät vesikasvustot hidastavat veden virtausta (Kääriäinen & Rajala 2004) ja heikentävät siten veden vaihtuvuutta ja paikallista veden laatua (Ikonen & Hagelberg 2008). Niittämällä kapeita salmia voidaan vesi saada vaihtumaan paremmin. Hallittu ja tarkkaan suunniteltu niitto-operaatio voi lisäksi helpottaa alueen yleistä virkistyskäyttöä, tehdä veneilystä turvallisempaa, parantaa maisemaa sekä hidastaa lahtien umpeenkasvua (Kääriäinen & Rajala 2004). Niittotoimet täytyy kuitenkin suunnitella tarkasti ennen toteutusta, sillä väärin tehdyillä niitoilla voi olla vakavia ja peruuttamattomia haittavaikutuksia vesiekosysteemille.

7.4.2 Riskinä veden laadun heikentyminen ja levien massaesiintymiset

Vesikasvien pinta-alaa vähennettäessä veden ravinnepitoisuudet ja sameus todennäköisesti lisääntyvät. Ravinnepitoisuuksien kasvu voi johtaa rihmamaisten ja planktonlevien lisääntymiseen sekä rehevyyttä suosivien vesikasvien, kuten tähkä-ärviän ja karvalehden (*Ceratophyllum demersum*), lisääntymiseen (Munsterhjelm 2001). Veden kierron parantaminen esimerkiksi ruoppauksen avulla voi myös aiheuttaa tuulille alttiilla ja löyhän sedimentin omaavalla merenlahdella karvalehden räjähdysmäisen kasvun (Munsterhjelm 2001).

Niitto voi saada aikaan levien massaesiintymisiä erityisesti kasvien kasvuaikana keskikesällä, kun juuristo pumpkaa ravinteita leikattujen varsien sijasta suoraan veteen. Rehevöittävä vaikutus on useimmiten lyhytaikainen, jos poistettu kasvipinta-ala on pieni, mutta laaja-alaisissa vesikasvien poistoissa rehevöityminen ja planktonlevien lisääntyminen voi olla pysyvä ilmiö.

Massiivisissa vesikasvien poistoissa on vaarana myös lajien korvautuminen muilla lajeilla. Ilmaversoisten kasvien, kuten järviruo'on, tilalle voi ilmestyä uposlehtisiä ulpukoita (*Nuphar lutea*) tai karvalehden kaltaisia irtokeijujia. Ulpukan poistaminen on vaikeampaa kuin järviruo'on, sillä se vaatii niiton sijasta ruoppaamisen ulpukan laajan juuriston vuoksi (Kääriäinen & Rajala 2004). Karvalehti puolestaan voi laaja-alaisen vesikasvillisuuden poiston seurauksena runsastua niin paljon, että vesialue puuroutuu täysin (Laita ym. 2007).

Ruovikko voi myös siirtyä, jos se niitetään kokonaan laskuojien suilta (Kääriäinen & Rajala 2004). Tällöin ojavedessä kulkeutuvat ravinteet pääsevät valumaan entistä pidemmälle, mikä voi synnyttää suotuisan ruovikkoalueen hieman kauemmas ojansuusta. Suojaisilla lahdilla vesikasvit uusiutuvat herkästi, minkä vuoksi niitä tulisi niittää tällaisilta alueilta vain poikkeustapauksissa (Kääriäinen & Rajala 2004).

7.5 Ruovikoiden hoitosuosituks

7.5.1 Järviruo'on niitto-ohjeet

Miksi ja mistä – suunnittelu on tärkein vaihe

Ennen niittoja tutkimusalueelle olisi hyvä tehdä tarkka kasvillisuuskartoitus, jonka perusteella harvennettavien kasvustojen sijainnista voitaisiin päättää. Kasvillisuuskartoituksesta tulisi käydä ilmi ruovikoiden sijainti ja pinta-ala sekä muiden vesikasvien esiintyvyys ja runsaus. Kasvillisuuskartoituksen perusteella voitaisiin päättää säännöllisesti harvennettavien kasvustojen sijainnista. Lisäksi kasvillisuutta hyödyntävä kalasto ja linnusto tulisi kartoittaa, jotta eläimistölle tärkeimmät ruovikkoalueet osattaisiin säilyttää.

Kaikkea kasvillisuutta pitää varoa poistamasta, sillä vesikasvillisuuden ja vapaan veden vuorottelun muodostama kokonaisuus on sekä maisemallisesti että ekologisesti monipuolisempi kuin kokonaan niitetty vesialue. Niitettävät ruovikot ja niiden pinta-alat tulisi minimoida (Kääriäinen & Rajala 2004). Yhtäkään rantaa ei tulisi leikata koko pituudelta ja toisaalta osittain harvennettujen rantojen joukkoon pitäisi jättää myös täysin koskemattomia rantoja. Viimeksi mainituilta ei kasvillisuutta saa poistaa ollenkaan. Niittoalueista päätettäessä tulisi ottaa huomioon alueen merkitys veden vaihtuvuudessa ja eläimistön kasvuympäristönä. Paikallisten mukaan veden vaihtuvuuden kannalta tärkeitä alueita ovat Braskarnanlahden ja Bergön sekä Skataholmenin ja Skataholmsöarnan väliset salmet sekä Bosundin ja Felsundin eteläreunat. Myös Suinonsalmen ja Ramsionlahden reunojen sekä Marenin suuaukkojen pienialaisia niittoja voitaisiin pitää hyödyllisinä. Niittoa ei kuitenkaan pidä ulottaa kokonaisen ruovikon hävittämiseen.

Jotta ruovikoiden niitolla saavutettaisiin vaihteleva ja tasapainoinen maisema, tulisi kaikki niitettävät alueet suunnitella ennen toteutusta yhteistyössä rantaasukkaiden ja osakaskuntien kanssa. Yksittäisillä niitoilla poistettavan ruovikon pinta-ala kasvaa helposti yleisen edun vastaiseksi, jolloin kätevän kokoisen veneväylän sijaan saadaankin leväpuuroa, jossa vallitsevat myrkylliset sinilevät. Tämän vuoksi niittoihin tulee jo suunnitteluvaiheessa sitoutua useiden vuosien ajaksi, vähintään kolmeksi toteutusvuodeksi (Kääriäinen & Rajala 2004).

Toteutusaika ja -tapa

Paras niittoajankohta on ensimmäisenä kesänä juhannuksen jälkeen ja siitä kolme neljä viikkoa myöhemmin (Kääriäinen & Rajala 2004). Seuraavana kesänä ajankohdan pitäisi olla heinäkuun lopussa. Kolmantena ja tarvittaessa vielä sitä seuraavinkin kesinä niittoja tulisi edelleen tehdä heinäkuun lopussa. Pahiten mataloituneita alueita voisi lisäksi niittää talvisin, jotta maatuvan ruovikon määrä alenisi (kts. Ikonen & Hagelberg 2008).

Ilmaversoinen järviruoko on tehokkainta poistaa niitolla (Kääriäinen & Rajala 2004). Niitot kannattaisi tehdä koneellisesti, jolloin varmistutaan siitä, että varsi saadaan poikki aivan juuren tyvestä vesirajan alapuolelta. Erittäin tärkeää on huomioida katkaistujen varsien poisto vedestä välittömästi niiton loputtua. Niiton aikana varsien leviämistä virtausten mukana voidaan vähentää kelluvilla puomeilla ja varsien keruu onnistuu parhaiten veneestä käsin. Kun leikatut varret on kerätty, tulee ne sijoittaa tarpeeksi kauas vesirajasta, jotta rankkasateetkaan eivät huuhto varsia tai niistä liukenevia ravinteita takaisin veteen (Kääriäinen & Rajala 2004). Lopuksi maininta odotettavissa olevista haittapuolista – varsinkin ensimmäisenä niittokesänä niitot mitä todennäköisimmin aiheuttavat levien määrän lisääntymis-

tä. Haitat ovat kuitenkin yleensä väliaikaisia, jos niittopinta-alat maltetaan pitää tarpeeksi pieninä.

7.5.2 Tähkä-ärviäesiintymien harventaminen

Tiheiden tähkä-ärviäesiintymien muodostumiseen Bredvikenissä on myötävaikuttanut ulkoinen ravinnekuormitus. Esiintymät nykyisessä tiheydessään eivät ole luontaisia, mutta niiden olemassaolosta on enemmän hyötyä kuin haittaa. Kasvin juuret sitovat sedimenttiä vähentäen veden sameutta ja ravinnepitoisuuksia vedessä, jolloin myös sinilevien esiintyminen rajoittuu. Jos ärviäitä ryhdytään poistamaan, voidaan joutua ojasta allikkoon. Tällöin todennäköisesti levien, erityisesti sinilevien, määrä kasvaa ja vesi samentuu entisestään. Lisäksi uhkana poisto-operaatioissa on ärviöiden kasvun kiihtyminen, sillä tähkä-ärviä kykenee lisääntymään katkenneista palasistaan.

Bredvikenissä ärviää on niitetty ainakin virkistyskäytön kannalta menestyksellisesti. Ärviän poistoon liittyy kuitenkin aina riskejä, jotka Bredvikenin kaltaisella pienellä ja sulkeisella lahdella ovat vakavasti otettavia. Tämän vuoksi tähkä-ärviän poisto-operaatioita Bredvikenissä ei suositella. Jos niihin kuitenkin virkistyskäytön vuoksi päädytään, tulisi niittoja toteuttaa niin, että kasvin varsi lyhennetään noin 5 cm pituiseksi. Kasvimassan on havaittu vähentyvän yhden niittokerran jälkeen 45 % ja kahden kerran jälkeen 90 % (Abernathy ym. 1996). Erityisesti on korostettava niiton jälkeistä kasvin palojen pois keräämistä vedestä. Se on tärkeää sekä haittavaikutusten minimoimiseksi, tulosten hyödyn maksimoimiseksi että virkistyskäytön ja ranta-asukkaiden kunnioittamiseksi.

8 Johtopäätökset merialueen tilasta

Suvisaaristo on matala, sokkeloinen ja sulkeutunut sisäsaariston osa. Alueen morfologiset piirteet tekevät siitä herkän kuormitukselle. Herkkyydestään huolimatta Suvisaaristo on kuitenkin kärsinyt pääosin asumajätevesien aiheuttamasta ravinnekuormituksesta useampien vuosikymmenien ajan. Vaikka ulkoinen kuormitus on vähentynyt merkittävästi viimeisten kymmenen vuoden aikana, on sedimenttiin kertynyt runsaasti orgaanista ainesta sekä siihen sitoutuneita ravinteita. Veden nykyinen ravinnepitoisuus on riittävän suuri ylläpitämään ravinnekierrettä, jossa levät ja vesikasvit tuottavat koko avovesikauden ajan orgaanista ainesta, joka matalassa vesipatsaassa ei ehdi merkittävästi hajota vaan vajoaa kuollessaan pohjasedimentin pinnalle.

Hienojakoisen orgaanisen aineksen peittämä sedimentin pinta on hyvin epästabiili, minkä vuoksi se pöllähtää takaisin veteen äärimmäisen pienen voiman johdosta. Matalassa vesipatsaassa ruoppaukset, tuulet ja jopa veneiden aiheuttamat virtaukset tuovat sedimentin pintaan tarpeeksi voimaa. Suvisaaristossa tuulet ja virtaukset aikaansaavatkin avovesikaudella jatkuvaa resuspensiota, jossa sedimentin pinnan kiintoainehiukkaset siirtyvät sedimentistä yhä uudelleen takaisin veteen ja samalla niihin sitoutuneet ravinteet vapautuvat. Prosessia kutsutaan sisäiseksi kuormitukseksi ja sitä esiintyy myös ruoppausten yhteydessä. Resuspensio aiheuttaa sameutta ja veden ravinnepitoisuuksien kasvua, mikä puolestaan kiihdyttää entisestään rehevöitymistä eli levien kasvua ja uuden orgaanisen aineksen syntyä. Tämä on havaittavissa yksipuolisen pohjaeläinyhteisön, leväisen veden, alhaisen näkösyvyyden ja häiritsevän runsaaksi muodostuneen vesikasvillisuuden myötä. Sedimentin hienojakoisuudesta johtuen ruoppauksilla ei pystytä saavuttamaan pitkäaikaista hyötyä.

Kasviplanktonin määrää kuvaavan klorofylli-*a*-pitoisuuden, pohjaeläinyhteisön rakenteen ja veden kirkkautta kuvaavan näkösyvyyden perusteella merialueen ekologinen tila on välttävä. Suvisaariston ekologinen tila eroaa siten vesimuodostuman Suvisaaristo-Lauttasaari tyydyttävästä tilasta. Alueelta löytyy sisäisiä eroja, sillä Bredviken ja Svartholmeninlahti ovat lähellä välttävän ja huonon luokan rajaa, kun taas Moisöfjärden on lähempänä välttävän ja tyydyttävän kuin välttävän ja huonon luokan rajaa.

Svartholmeninlahden tila on kuitenkin ainakin pohjaeläinyhteisön osalta vasta kehittymässä muutaman vuoden takaisen kuivaustoimenpiteen jäljiltä. Bredviken sen sijaan on kasvamassa umpeen. Lahden pussimainen muoto aiheuttaa sen, että alueelle ei pääse muodostumaan läpivirtausta, vaan levien ja kasvien tuottamaa hienojakoista orgaanista ainesta pääsee kertymään sedimentin pinnalle vuosi vuodelta yhä enemmän. Ravinnekuormitus ja vesialtaan mataloituminen runsastuttavat siellä viihtyvien vesikasvien ja levien määrää.

Koko sisäsaariston alueelle ongelmallista on veden heikko kesäaikainen vaihtuvuus, sillä siitä johtuen lahdilla syntyvä orgaaninen aines ei pääse kunnolla huuhtoutumaan pois alueelta. Vuosina 2004–2007 ruopattujen väylien ansiosta vesi pääsee nyt tunkeutumaan sisälahdille paremmin kuin ennen ja veden aluetta huuhtovaa läpivirtausta on mahdollista tapahtua syksyisin ja keväisin. Prosessi on kuitenkin hyvin riippuvainen ulko- ja sisäsaariston välisistä vedenkorkeuseroista. On myös muistettava, että huuhtoutumisen aikaansaama hyöty jää laihaksi lohduksi, jollei ravinnekuormitusta ja siitä johtuvaa liiallisen orgaanisen aineksen muodostumista saada pienennettyä.

9 Yhteenvedo seuranta- ja hoitosuosituksista

Tämän selvityksen tulosten pohjalta Suvisaariston ekologinen tila on välttävä, mikä poikkeaa ympäröivän merialueen tyydyttävästä arvosta. Ero selittyy Suvisaariston sisälahtien ja lähimerialueen erilaisella morfologialla: sisälahdille ominainen mataluus ja rantaviivan rikkonaisuus altistavat rehevöitymiselle, kun taas ympäröivällä merialueella veden vaihtuvuus on suuremman vesisyvyyden ja avoimuuden johdosta tehokkaampaa. Suvisaariston rehevöitymisherkkyttä ei kuitenkaan ole huomioitu, sillä sisälahdille on kohdistunut jätevesikuormitusta useiden vuosikymmenien ajan.

Suvisaariston tämänhetkisiä ominaispiirteitä voidaan tahdottaessa suojella umpeenkasvun aiheuttamilta muutoksilta. Jos minkäänlaisia hoitotoimia ei tehdä, tulee luontainen merenlahtien umpeenkasvu voimistumaan. Tällä olisi huomattavia virkistyskäytön kannalta harmillisia vaikutuksia. Toisaalta, jos tehdään vääränlaisia hoitotoimia tai jos hoitotoimia toteutetaan vääränlaisella intensiteetillä, kiihdytetään rehevöitymiskierrettä entisestään. Hyvin suunnitelluilla ja oikein toteutetuilla hoitotoimilla ei kuitenkaan voida tehdä ihmeitä. Rehevöitymisen haittavaikutuksia voidaan lieventää, mutta kirkkaansinisiä hiekkarantoja ei nykyisten merenlahtien tilalle ole mahdollista saada.

Hoitotoimien tavoitteena tulisi olla rannikkoalueen hyvä ekologinen tila. Ulkoisen kuormituksen vähentämiseksi hule- ja jätevesien hallintaa pitäisi yhä kehittää. Sisäistä kuormitusta olisi puolestaan mahdollista vähentää sedimentin resuspensiota hillitsemällä: tiukentamalla veneliikenteen nopeusrajoituksia sisälahdilla, niittämällä vesikasveja vain minimaalisesti sekä tekemällä ruoppauksia vain koordinoitusti ja valiten. Kaikkiin hoitotoimiin pätee sama viisaus: yksittäisistä ja pinta-alaltaan pienistä toimista on enemmän haittaa kuin hyötyä. Tämän vuoksi hoitotoimien toteuttamiseksi tulisi tehdä kokonaissuunnitelma, jossa toimien toteutuksia priorisoitaisiin niiden tuottaman vesialueen yhteisen hyödyn maksimoimiseksi.

Vesienhoitotoimia ei ole järkevää suunnitella eikä toteuttaa, jos niiden vaikutavuutta ei seurata säännöllisellä havainnoinnilla. Suvisaariston sisälahtien tilaa ja rehevöitymiskehitystä tulisi jatkossa seurata säännöllisesti ainakin yhdeltä, mieluiten kahdelta havaintopaikalta. Nämä havaintopaikat voisivat olla tässä selvityksessä havaintopaikkoina olleet Hönsholmen ja Bredviken. Tarkkailu voisi noudattaa läheisten velvoitetarkkailuhavaintopaikkojen ohjelmaa niin näytteiden ottoaikataulun kuin analyysien osalta. Lisäksi Svartholmeninlahden pohjaeläimistöä olisi syytä seurata tulevien vuosien aikana niin kauan, kunnes paikan pohjaeläinyhteisö tasapainottuu.

Asukkaiden tekemät näkösyvyysmittaukset osoittivat näkösyvyyden olevan hyvä indikaattori veden laadulle. Näkösyvyysmittauksia kannattaisi tehdä tulevinakin kesinä, sillä pitkillä aikasarjoilla rehevöitymiskehitystä voitaisiin tarkastella kattavasti myös niillä alueilla, joilla muuta seurantaa ei ole mahdollista järjestää. Jatkossa näkösyvyysmittauksia voitaisiin tehdä esimerkiksi viikoittain tai joka toinen viikko ennalta päätetyn kesäaikajakson sisällä. Mittausten koordinoinnista ja tietojen muokkauksesta voisi huolehtia Espoon kaupungin ympäristökeskus.

LÄHTEET

- Abernethy, V.J., Sabbatini, M.R. & Murphy, K.J. 1996. Response of *Elodea Canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia* 340: 219–224.
- Almroth, E., Tengberg, A., Andersson, J.H., Pakhomova, S. & Hall, P.O.J. 2009. Effects of resuspension on benthic fluxes of oxygen, nutrients, dissolved inorganic carbon, iron and manganese in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Continental Shelf Research* 29: 807–818.
- Anderson, D.W. 1988. The effect of parent material and soil development on nutrient cycling in temperate ecosystems. *Biogeochemistry* 5: 71–97.
- Autio, L., Munne, P., Muurinen, J., Pellikka, K., Pääkkönen, J.-P. & Räsänen, M. 2007. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuosina 2002–2006, jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 15/2007. Helsinki. 109 s.
- Bellas, J., Ekelund, R., Halldórsson, H.P., Berggren, M. & Granmo, Å. 2007. Monitoring of organic compounds and trace metals during a dredging episode in the Göta Älv Estuary (SW Sweden) using caged mussels. *Water Air Soil Pollution* 181: 265–279.
- Below, A. & Mikkola-Roos, M. 2007. Ruovikoiden ja rantaniittyjen hoidon merkitys linnuille. Julk: Ikonen, I. & Hagelberg, E. (toim.). 2007. Ruovikot ja merenrantaniityt, luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virossa. Suomen ympäristö 27/2007, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. S. 24–29. ISBN 978–952–11–2860.
- Blomqvist, S. & Larsson U. 1994. Detrital bedrock elements as tracers of settling resuspended particulate matter in a coastal area of the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography* 39 (4): 880–896.
- Bodbacka L. 1986. Sediment accumulation in lakes Lilla Ullfjärden and Stora Ullfjärden, Sweden. *Hydrobiologia* 143: 337–342.
- Boesch, D.F. 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries* 25: 886–900.
- Boström, B., Jansson, M. & Forsberg, C. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18:5–59.
- Boyd, S.E., Limpenny, D.S., Rees, H.L. & Cooper, K.M. 2005. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science* 62: 145–162.
- Bowers, D.G. 2003. A simple turbulent energy-based model of fine suspended sediments in the Irish Sea. *Continental Shelf Science* 23: 1495–1505.
- Carignan, R. & Kalff, J. 1980. Phosphorus resources for aquatic weeds, water or sediment. *Science* 207: 987–989.
- Chase, J.M. & Knight, T.M. 2006. Effects of eutrophication and snails on Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) invasion. *Biological Invasions* 8: 1643–1649.
- Christiansen, C., Edelvang, K., Emeis, K., Graf, G., Jähmlich, S., Kozuch, J., Laima, M., Leipe, T., Löffler, A., Lund-Hansen, L.C., Miltner, A., Pazdro, K., Pempkowiak, J., Shimmield, G., Smith, J., Voss, M. & Witt, G. 2002. Material transport from the nearshore to the basinal environment in the southern Baltic Sea I. Processes and mass estimates. *Journal of Marine Systems* 35: 133–150.
- Constantino, R., Gaspar, M.B., Tata-Regala, J., Carvalho, S., Cúrdia, J., Drago, T., Taborda, R. & Monteiro, C.C. 2009. Clam dredging effects and subsequent recovery of benthic communities at different depth ranges. *Marine Environmental Research* 67: 89–99.
- Cummins, K.W. & Klug, M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10:147–172.
- Donk, E. van & Bund, W.J. van de. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany* 72: 261–274.
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isaeus, M., Schreiber, H. & Karås, P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 61: 339–349.
- Espoon kaupunki. 2006. Suomenojan puhdistamo. www.espoo.fi > Espoon palvelut > Asuminen > Espoon Vesi > Jätevedet > Suomenojan puhdistamo [Viitattu 23.7.2009.]
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY, annettu 23.lokakuuta 2000, yhteisön vesipoliittikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti 43(L327): 1–72.

- Falcão M., Gaspar M.B., Caetano M., Santos M.N. & Vale C. 2003. Short-term environmental impact of clam dredging in coastal waters (south of Portugal): chemical disturbance and subsequent recovery of seabed. *Marine Environmental Research* 56: 649–664.
- Flindt, M.R., Pardal, M.A., Lillebo, A.I. & Martins, J.C. 1999. Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica* 20 (4): 237–248.
- Fraser, C., Hutchings, P. & Williamson, J. 2006. Long-term changes in polychaete assemblages of Botany Bay (NSW, Australia) following a dredging event. *Marine Pollution Bulletin* 52: 997–1010.
- Graf, G. & Rosenberg, R. 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine Systems* 11: 269–278.
- Haasmaa, E. 2009a. Sommarö -seuran puheenjohtaja ja Suvisaariston vesiosuuskunnan entinen puheenjohtaja, Espoo. Henkilökohtainen tiedonanto 26.8.2009. [Esko Haasmaan antama arvio Suvisaaristossa olevien viemäriverkostoon kuulumattomien kiinteistöjen lukumäärästä]
- Haasmaa, E. 2009b. Sommarö -seuran puheenjohtaja, Espoo. Sähköposti 11.10.2009. [Esko Haasmaan tiedonanto Suvisaaristossa tehdyistä ympäristönhoitotoimista]
- Hansen, K., Mouridsen, S. & Kristensen, E. 1998. The impact of *Chironomus plumosus* larvae on organic matter decay and nutrient (N, P) exchange in a shallow eutrophic lake sediment following a phytoplankton sedimentation. *Hydrobiologia* 364: 65–74.
- Hansen, J.P., Wikström, S.A. & Kautsky, L. 2008. Effects of water exchange and vegetation on the macroinvertebrate fauna composition of shallow land-uplift bays in the Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 77: 535–547.
- Hertta -rekisteri. 2009. Ympäristöhallinnon tietojärjestelmä. Julkinen versio Oiva -rekisteri www.ymparisto.fi/oiva.
- Heiskanen, A-S. & Tallberg, P. 1999. Sedimentation and particulate nutrient dynamics along a coastal gradient from a fjord-like bay to the open sea. *Hydrobiologia* 393: 127–140.
- Hellén, K. & Tallqvist, M. 2004. Vesistöjen virkistyskäyttö. Julk: Walls, M. & Rönkä, M. (toim.). 2004. Veden varassa – Suomen vesiluonnon monimuotoisuus. Edita Prima Oy, Helsinki. S.186–190. ISBN 951-37-3850-7.
- Horppila, J. & Nurminen, L. 2001. The effect of an emergent macrophyte (*Typha latifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwater Biology* (46), 1447–1455.
- Horppila, J. & Nurminen, L. 2003. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research* 37 (2003), 4468–4474.
- Häkanson, L. 1994. A review of effect-dose-sensitivity models for aquatic ecosystems. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 79: 621–667.
- Häkanson, L. 2008. Factors and criteria to quantify coastal area sensitivity/vulnerability to eutrophication: Presentation of a sensitivity index based on morphometrical parameters. *International Review of Hydrobiology* 93: 372–388.
- Hämäläinen, J. & Vallius, H. 2009. Sedimenttinäytteenotto Suvisaaristossa ja Espoon edustalla. Geologian tutkimuskeskuksen tutkimusraportti 28.10.2009. 8 s.
- Hänninen, J. & Leppäkoski, E. 2004. Rehevöityminen ja umpeenkasvu. Julk: Walls, M. & Rönkä, M. (toim.). 2004. Veden varassa – Suomen vesiluonnon monimuotoisuus. Edita Prima Oy, Helsinki. S. 102–108. ISBN 951-37-850-7.
- Ikonen, I. & Hagelberg, E. 2008. Etelä-Suomen ruovikkostrategia, Esimerkkeinä Halikonlahti ja Turun kaupungin rannikkoalueet. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Suomen Ympäristö 9/2008. Turku. 72 s. ISBN 978-952-11-3035-9.
- Ilmatieteen laitos. 2009 a. Itämeren lämpötila ja vedenkorkeus pysyttelivät lähellä keskiarvoja. Tiedote 18.9.2009. www.fimr.fi > ajankohtaista > Itämeri -tiedotteet > Vuoden 2009 Itämeri -uutiset. [Viitattu 22.9.2009]
- Ilmatieteen laitos. 2009 b. Meriveden korkeus, Helsinki. 1.9.2008-7.9.2009. www.fimr.fi > Tutkimus > Aallokko ja vedenkorkeus > Aallokko- ja vedenkorkeuspalvelu > Havaintotoiminta > Helsinki. [Viitattu 7.9.2009]
- Jaanus, A., Toming, K., Hällfors, S., Kaljurand, K. & Lips, I. 2009. Potential phytoplankton indicator species for monitoring Baltic coastal waters in the summer period. *Hydrobiologia* 629: 157–168.
- James, W.F., Barko, F.W. & Butler, M.G. 2004. Shear stress and sediment resuspension in relation to submerged macrophyte biomass. *Hydrobiologia* 515: 181–191.

- Jones, M.B. 1972. Effects of salinity on the survival of *Jaera albifrons* leach group of species (crustacea : isopoda). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 9: 231–237.
- Justin, S.H.F.W. & Armstrong, W. 1987. The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. New Phytol. 106: 465–495.
- Jönsson, A., Danielsson, Å. & Rahm, L. 2005. Bottom type distribution based on wave friction velocity in the Baltic Sea. Continental Shelf Science 25: 419–435.
- Kajaste, I., Muurinen, J., Räsänen, M., Vahtera, E. & Pääkkönen, J.-P. 2009. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuonna 2008, jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 7/2009. Helsinki. 74 s.
- Kallasvuo, M. 2009. Tutkija, Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus. Sähköposti 28.9.2009. [Tiedonanto Espoon rannikolla keväällä 2008 tehdyistä kalanpoikastutkimuksista]
- Kauppila, P., Meeuwig, J. & Pitkänen, H. 2003. Predicting oxygen in small estuaries of the Baltic Sea: a comparative study. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57: 1115–1126.
- Kononen, K., Kuparinen, J., Mäkelä, K., Laanemets, J., Pavelson, J. & Nömmann, S. 1996. Initiation of cyanobacterial blooms in a frontal region at the entrance to the Gulf of Finland, Baltic Sea. Limnology and Oceanography 41: 98–112.
- Krause-Jensen, D., Carstensen, J., Dahl, K., Bäck, S. & Neuvonen, S. 2009. Testing relationships between macroalgal cover and Secchi depth in the Baltic Sea. Ecological Indicators 9: 1284–1287.
- Kääriäinen, S. & Rajala, L. 2005. Vesikasvillisuuden poistaminen. Julk: Ulvi, T. & Lakso, E. 2005. Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114/2005. S. 249–269. www.ymparisto.fi/julkaisut. > ympäristöoppaat > ympäristöopas -sarja 2005. ISBN (PDF) 952–11–1847–4.
- Lagus, A., Suomela, J., Helminen, H. & Sipura, J. 2007. Impacts of nutrient enrichment and sediment on phytoplankton community structure in the northern Baltic Sea. Hydrobiologia 579: 351–368.
- Laita, M., Tarvainen, A., Mäkelä, A., Sammalkorpi, I., Kemppainen, E. & Laitinen, L. 2007. Uposkavien runsastumisesta 2000-luvun alussa. Suomen ympäristökeskuksen raportti 20/2007. 45 s. ISBN 978–952–11–2755–7 (PDF). www.ymparisto.fi/julkaisut > Raportteja > Raportteja 2007.
- Laki vesienhoidon järjestämisestä. Suomen säädöskokoelma 1299/2004.
- Lee, M., Bae, W., Chung, J., Jung, H.-S. & Shim, J. 2008. Seasonal and spatial characteristics of seawater and sediment at Youngil Bay, Southeast Coast of Korea. Marine Pollution Bulletin 57: 325–334.
- Lehtoranta, J. & Ahlman, M. 2009. Dredging increases drastically the concentrations of bioavailable nutrients in a small semi-enclosed coastal bays. Käsikirjoitus.
- Lenat, D.R. & Crawford, J.K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. Hydrobiologia 294: 185–199.
- Lewis, M.A., Weber, D.E., Stanley, R.S. & Moore, J.C. 2001. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. Environmental Pollution 115: 161–171.
- Lintinen O. 2007. Espoon merialueen kalataloustarkkailu 2005–2006. Raportti 21.6.2007. Ramboll Finland. 23 s.
- Lintinen O. & Peltonen H. 2009. Espoon merialueen kalataloudellinen tarkkailuohjelma 2007-. Raportti 24.4.2009. Ramboll Finland. 29 s.
- Lopez, G.R. 1988. Comparative ecology of the macrofauna of freshwater and marine muds. Limnology and Oceanography 33: 946–962.
- Lukkari, K., Leivuori, M. & Kotilainen, A. 2009. The chemical character and behaviour of phosphorus in poorly oxygenated sediments from open sea to organic-rich inner bay in the Baltic Sea. Biogeochemistry 96: 25–48.
- Löksy, M. Espoon Veden vastaava tutkija. Sähköposti 20.11.2009. [Matti Löksyn tiedonanto Espoon Suomeojan jäteveden puhdistuslaitoksen puhdistustehosta vuonna 2007]
- Maankäyttö- ja rakennuslaki. Suomen säädöskokoelma 132/1999.
- Mattila, J. 2001. Saariston rehevöityminen. Julk: Laihonon, P., Aneer, G., Blomqvist, H., Lundberg, T., Numers, M. von, Wijkmark, B. & Öhman, M. (toim.) Saaristoympäristöt – nykytila, ongelmat ja mahdollisuudet. Kirjapaino Grafia Oy, Turku. S. 15–33.
- Mazur-Marzec, H., Zeglińska, L. & Pliński, M. 2005. The effect of salinity on the growth, toxin production, and morphology of *Nodularia spumigena* isolated from the Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea. Journal of Applied Phycology 17: 171–179.

- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A.J., Mee, L.D., Vermaat, J.E., Artioli, Y., Humborg, C. & Wulff, F. 2009. How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 583–596.
- Mikulic, N., Orescanin, V., Elez, L., Pavicic, L., Pezelj, D., Lovrencic, I. & Lulic, S. 2008. Distribution of trace elements in the coastal sea sediments of Maslinica Bay, Croatia. *Environmental Geology* 53: 1413–1419.
- Munkes, B. 2005. Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Aquatic Sciences* 67: 372–381.
- Munsterhjelm, R. 2001. Matalat pohjat, lahdet ja kuroutumisasteet. Julk: Laihonen, P., Aneer, G., Blomqvist, H., Lundberg, T., Numers, M. von, Wijkmark, B. & Öhman, M. (toim.) *Saaristoympäristöt – nykytila, ongelmat ja mahdollisuudet*. Kirjapaino Grafia Oy, Turku. S. 41–55.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, L.J. & Robinson, J.E. 2004. Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna off the south coast of the United Kingdom. *Journal of Marine Research* 20: 115–125.
- Nichols, S.A. & Shaw, B.H. 1986. Ecological life histories of the three nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea Canadensis*. *Hydrobiologia* 131: 3–21.
- Niemistö, J. (2008) Sediment resuspension as a water quality regulator in lakes. *Yliopistopaino, Helsinki*. ISBN 978-952-92-4435-5. 47 s.
- Niinimäki, J. 17.5.2006. Tuloraportti: Stensund-Bosund kunnostus- ja ruoppaushankkeen vedenlaatuvaikutusten tarkkailu Espoon Suvisaaristossa. Kala- ja Vesitutkimus Oy, 3 s.
- Nurminen, L. & Horppila, J. 2009. Life form dependent impacts of macrophyte vegetation on the ratio of resuspended nutrients. *Water Research* 43: 3217–3226.
- Nyblom, C., Hellsten, S. & Hiltunen, P. 1990. Liiallisen kasvillisuuden vähentäminen. Julk: Ilmavirta, V. (toim.). *Järvien kunnostuksen ja hoidon perusteet*. Yliopistopaino, Helsinki. S. 374–409.
- Perus, J., Bonsdorff, E., Bäck, S., Lax, H.-G., Villnäs, A. & Westberg, V. 2007. Zoobenthos as indicators of ecological status in coastal brackish waters: a comparative study from the Baltic Sea. *AMBIO* 36: 250–256.
- Raateoja, M., Myrberg, K., Flinkman, J. & Vainio, J. (2008) *Kotimeri, Itämeri ympärillämme*. 1.painos, Edita, Helsinki. ISBN 978-951-37-5283-5. 133 s.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H. & Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49: 728–739.
- Rinne, I. 1974. Hygieeninen tila. Julk: Pesonen, L. (toim.) 1974. *Helsingin ja Espoon merialueiden tarkkailu 1973*. Helsingin kaupungin rakennusviraston vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja No 4. Helsinki. S. 19–23.
- Ruohonen, J. 2006. Espoon pienvenesatamien sedimenttitutkimus. Pöyry Environment Oy:n raportti 27.11.2006. Vantaa. 5 s.
- Räsänen, M. 2009. Tutkija, Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Sähköposti 7.5.2009. [Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen Ryssjeholmsfjärdeniltä, Björköfjärdeniltä ja Pentalasta ottamien ja analysoimien pohjaeläinnäytteiden sisältämät eläinlajit ja niiden tiheydet vuosina 2005 ja 2007].
- Saltonstall, K. & Court Stevenson, J. 2007. The effect of nutrients on seedling growth of native and introduced *Phragmites australis*. *Aquatic Botany* 86: 331–336.
- Schallenberg, M. & Burns, C.W. 2004. Effects of sediment resuspension on phytoplankton production: teasing apart the influences of light, nutrients and algal entrainment. *Freshwater Biology* 49: 143–159.
- Schoellhamer, D.H. 2002. Comparison of the basin-scale effect of dredging operations and natural estuarine processes on suspended sediment concentration. *Estuaries* 25: 488–495.
- Selig, U. 2003. Particle size-related phosphate binding and P-release at the sediment-water interface in a shallow German lake. *Hydrobiologia* 492: 107–118.
- Sonnenveld, C. 2002. Composition of nutrient solutions. Teoksessa Savvas D.H., Passam C. (toim) *Hydroponic production of vegetables and ornamentals*. Embryo Publications, Ateena. S. 179–210.
- Stal, L.J., Albertano, P., Bergman, B., von Bröckel, K., Gallon, J.R., Hayes, P.K., Sivonen, K. & Walsby, A.E. 2003. BASIC: Baltic Sea cyanobacteria. An investigation of the structure and dynamics of water blooms of cyanobacteria in the Baltic Sea – responses to a changing environment. *Continental Shelf Science* 23: 1695–1714.

- STM: Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten uimarantojen laatuvaatimuksista ja valvonnasta (354/2008).
- Suomela, J., Gran V., Helminen H., Lagus A., Lehtoranta J. & Sipura J. 2005. Effects of sediment and nutrient enrichment on water quality in the Archipelago Sea, northern Baltic: An enclosure experiment in shallow water. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 337–350.
- Suomen ympäristökeskus & Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus. 15.1.2008. Pintavesien ekologisen luokittelun vertailuolot ja luokan määrittäminen. www.ymparisto.fi > Ympäristön tila > Pintavedet > Vesien tila > Pintavesien luokittelu ekologisen ja kemiallisen tilan avulla > Pintavesien ekologisen luokittelun vertailuolot ja luokan määrittäminen. [Viitattu 29.6.2009.]
- Szymelfenig, M., Kotwicki, L. & Graca, B. 2006. Benthic re-colonization in post-dredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 489–498.
- Thomsen, L., Graf, G., Martens V. & Steen E. 1994. An instrument for sampling water from the benthic boundary layer. *Continental Shelf Research* 14: 871–882.
- Tomczak, M.T., Müller-Karulis, B., Järv, L., Kotta, J., Martin, G., Minde, A., Pöllumäe, A., Razinkovas, A., Strake, M., Bucas, M. & Blenckner, T. 2009. Analysis of trophic networks and carbon flows in south-eastern Baltic coastal ecosystems. *Prog. Oceanogr.* Doi: 10.1016/j.pocean.2009.04.017.
- Vaalgamaa, S. & Conley, D.J. 2008. Detecting environmental change in estuaries: Nutrient and heavy metal distributions in sediment cores in estuaries from the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 76: 45–56.
- Vallius H. 2006. Permanent seafloor anoxia in coastal basins of the Northwestern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Ambio* 35 (3): 105–108.
- Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä. Suomen säädöskokoelma 1040/2006.
- Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista. Suomen säädöskokoelma 1022/2006.
- Vesiasetus. Suomen säädöskokoelma 282/1962.
- Vesilaki. Suomen säädöskokoelma 264/1961.
- Viinikkala, M., Mykkänen, E. & Ulvi, T. 2005. Ruoppaus. Julk: Ulvi, T. & Lakso, E. 2005. Järvien kunnostus. Ympäristöopas 114/2005. S. 249–269. www.ymparisto.fi/julkaisut. > ympäristöoppaat > ympäristöopas -sarja 2005. ISBN (PDF) 952–11–1847–4.
- Vuorio, K., Lagus, A., Lehtimäki, J.M., Suomela, J. & Helminen, H. 2005. Phytoplankton community responses to nutrient and iron enrichment under different nitrogen to phosphorus ratios in the northern Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 322: 39–52.
- Vuorivirta, K. 1975. Jätevedenpuhdistamoiden toiminta v. 1974. Julk: Pesonen, L. (toim.). 1975. Helsingin ja Espoon merialueiden tarkkailu 1974. Helsingin kaupungin rakennusviraston vesiensuojelaboratorion tiedonantoja No 1. Helsinki. S. 106–112.
- Väre, H., Erävuori, L. & Degerman-Fyrsten, A. 2004. Merenrantaniittyjen umpeenkasvu. Julk: Walls, M. & Rönkä, M. (toim.). 2004. Veden varassa – Suomen vesiluonnon monimuotoisuus. Edita Prima Oy, Helsinki. S. 113–118. ISBN 951–37–3850–7.
- Wallin, M. & Håkanson, L. 1992. Morphometry and sediment resuspension as regulating factors for nutrient recycling and trophic state in coastal waters. *Hydrobiologia* 235/236: 33–45.
- Wang, S., Jin, X., Jiao, L. & Wu, F. 2009. Response in root morphology and nutrient contents of *Myriophyllum spicatum* to sediment type. *Ecological Engineering* 35: 1264–1270.
- Wang, J., Yu, D. & Wang, Q. 2008. Growth, biomass allocation, and autofragmentation responses to root and shoot competition in *Myriophyllum spicatum* as a function of sediment nutrient supply. *Aquatic botany* 89: 357–364.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology, lake and river ecosystems. Third edition. Academic Press, San Francisco. 980 s. ISBN-13: 978–0–12–744760–5.
- Wiederholm, T. 1984. Responses of aquatic insects to environmental pollution, s. 508–557. Julk: Resh, V.H. & Rosenberg, D.M. (toim.) The ecology of aquatic insects. Praeger.
- Wijck, C. van, Grillas, P., Groot, J. de, Ham, L.T. 1994. A comparison between the biomass production of *Potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in the Camargue (southern France) in relation to salinity and sediment characteristics. *Vegetatio* 113: 171–180.
- Wildish, D & Kristmanson, D. 1997. Benthic feeders and flow. Cambridge University Press, Cambridge. 409 s.

Uudenmaan ympäristökeskus. 30.4.2009 (päivitetty). Uudenmaan ympäristökeskuksen pintavesien ekologinen ja kemiallinen tila > Kartta pintavesien luokittelusta Uudenmaan alueella.
<http://www.ymparisto.fi/uus> > Ympäristön tila > Pintavedet > Pintavesien ekologinen ja kemiallinen tila [Viitattu 23.7.2009.]

Ympäristöministeriö. 2004. Ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöopas 117/2004. 112 s.
www.ymparisto.fi/julkaisut > Ympäristöoppaat > Ympäristöopas-sarja 2004. ISBN 952-11-1850-4 (PDF).

Yüksek, A., Okuş, E., Yilmaz, İ.N., Aslan-Yilmaz, A. & Taş, S. 2006. Changes in biodiversity of the extremely polluted Golden Horn Estuary following the improvements in water quality. Marine Pollution Bulletin 52: 1209–1218.

Valokuvien lähteet

Tommi Heinonen Tmi (www.kuvameri.fi)

Folke Rosengård

Maria Tiensuu

Liite I. Pohjaeläinlajien yksilömäärät (kpl)

		Hönlholm	Skaddan	Bredviken	Svartholm.
Harvasukasmadot	Oligochaeta	18	2	31	3
Hiekkaputkimato	<i>Pygospio elegans</i>	0	2	0	0
Vaeltajakotilo	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2	11	6	2
Vaaksiaiset	Tipulidae	0	0	1	0
Hoikkasarvikotilo	<i>Bithynia tentaculata</i>	3	0	0	0
Liejusimpukka	<i>Macoma balthica</i>	26	9	6	4
Amerikanmonisukasmadot	<i>Marenzelleria</i> spp.	6	4	0	0
Surviaissääskien toukat	Chironomidae	22	101	115	51
Levärupi	<i>Electra crustulenta</i>	1	19	0	0
Kilkki	<i>Saduria entomon</i>	1	0	0	0

Liite 2. Pohjaeläinlajien tiheydet (kpl/m²) havaintopaikoittain

		Hönholm	Skaddan	Bredviken	Svartholm.
Harvasukasmadot	Oligochaeta	125	14	215	21
Hiekkaputkimato	<i>Pygospio elegans</i>	0	14	0	0
Vaeltajakotilo	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	14	76	42	14
Vaaksiaiset	Tipulidae	0	0	6,9	0
Hoikkasarvikotilo	<i>Bithynia tentaculata</i>	21	0	0	0
Liejusimpukka	<i>Macoma balthica</i>	180	62	14	28
Amerikanmonisukasmadot	<i>Marenzelleria</i> spp.	42	28	0	0
Surviaissääskien toukat	Chironomidae	637	699	796	353
Levärupi	<i>Electra crustulenta</i>	6,9	6,9	0	0
Kilkki	<i>Saduria entomon</i>	6,9	0	0	0

Liite 3. Havaittujen pohjaeläinlajien herkkyyssarvot (Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos 2008)

(1) erittäin tolerantti, (5) tolerantti, (10) herkkä, (15) erittäin herkkä

Laji	Herkkyyssarvo
Harvasukasmadot	1
Amerikanmonisukasmadot	5
Hiekkaputkimato	5
Kilkki	10
Surviaissääskien toukat	1
Liejusimpukka	5
Hoikkasarvikotilo	10
Vaeltajakotilo	10

Liite 4. Heinäkuun alun (2.7.2009) vesinäytteiden tulokset

		Hönholm 1m	Hönholm 3m	Skaddan 1m	Bredviken 1m	Svartholm. 1m
Klorofylli-a*	µg/l	4,5		7,5	4,4	3,0
Happipitoisuus	mg/l	9,2	9,1	8,7	8,1	9,4
Hapen kyll.	kyll.%	101	100	96	90	103
pH		8,2	8,3	8,0	7,8	8,3
Lämpötila	°C	18,4	18,4	18,5	18,8	18,2
Saliniteetti	‰	4,85	4,87	5,02	5,08	4,98
Sameus	FNU	6,9	8,9	10	10	6,3
Kiintoaine	mg/l	6,2	7,6	8,9	8,9	6,4
Escherichia coli	kpl/100ml	5		6	4	16
Kokonaisfosfori	µg/l	62	102	63	53	86
Kokonaistyyppipitoisuus	µg/l	390	390	400	440	410
Liukoinen fosfaattifosfori	µg/l	3	3	3	2	4
Nitraatti-nitriittityppi	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2
Ammoniumtyppi	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2
Näkösyvyys	m	0,85		0,80	0,75	0,90

(*) Klorofyllinäytteet kokoomanäytteitä Hönsholmenilla syvyydestä 0-2m, muilla paikoilla 0-1m.

Liite 4. Heinäkuun lopun (20.7.2009) vesinäytteiden tulokset

		Hönholm 1m	Hönholm 3,5m	Skaddan 1m	Bredviken 1m	Svartholm. 1m
Klorofylli-a*	µg/l	15		13	15	9,6
Happipitoisuus	mg/l	8,8	7,2	6,0	7,1	7,0
Hapen kyll.	kyll.%	100	76	66	84	80
pH		8,1	7,7	7,8	7,9	8,1
Lämpötila	°C	20,4	16,4	18,2	22,3	20,7
Saliniteetti	‰	4,78	4,89	4,81	4,86	4,86
Sameus	FNU	10	5,7	9,2	11	6,9
Kiintoaine	mg/l	8,0	4,5	7,0	8,7	6,1
Escherichia coli	kpl/100ml	1		<1	<1	24
Kokonaisfosfori	µg/l	17	53	12	44	43
Kokonaistyyppipitoisuus	µg/l	470	320	470	480	410
Liukoinen fosfaattifosfori	µg/l	<2	5	<2	<2	3
Nitraatti-nitriittityppi	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2
Ammoniumtyppi	µg/l	<2	3	<2	<2	<2
Näkösyvyys	m	0,70		0,80	0,70	0,80

(*) Klorofyllinäytteet kokoomanäytteitä Hönsholmenilla syvyydestä 0-2m, muilla paikoilla 0-1m.

Liite 4. Elokuun alun (3.8.2009) vesinäytteiden tulokset

		Hönholm 1m	Hönholm 3,5m	Skaddan 1m	Bredviken 1m	Svartholm. 1m
Klorofylli-a*	µg/l	11		16	12	8,8
Happipitoisuus	mg/l	9,9	8,0	10,0	7,9	8,7
Hapen kyll.	kyll.%	111	84	113	89	97
pH		8,1	7,5	8,3	7,6	7,7
Lämpötila	°C	19,7	15,8	20,1	20,1	19,1
Saliniteetti	‰	4,77	5,07	4,74	4,82	4,89
Sameus	FNU	6,2	3,0	12	8,8	8,9
Kiintoaine	mg/l	4,8	2,8	9,1	7,7	7,6
Escherichia coli	kpl/100ml	<1		<1	1	1
Kokonaisfosfori	µg/l	38	26	46	42	40
Kokonaistyyppipitoisuus	µg/l	510	340	530	490	410
Liukoinen fosfaattifosfori	µg/l	2	<2	<2	2	<2
Nitraatti-nitriittityppi	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2
Ammoniumtyppi	µg/l	<2	6	2	11	<2
Näkösyvyys	m	1,1		0,90	1,0	1,0

(*) Klorofyllinäytteet kokoomanäytteitä Hönsholmenilla syvyydestä 0-2m, muilla paikoilla 0-1m.

Liite 4. Elokuun lopun (17.8.2009) vesinäytteiden tulokset

		Hönholm 1m	Hönholm 3,5m	Skaddan 1m	Bredviken 1m	Svartholm. 1m
Klorofylli-a*	µg/l	8,6		13	14	8,4
Happipitoisuus	mg/l	8,6	8,0	8,1	8,5	8,3
Hapen kyll.	kyll.%	93	87	89	94	90
pH		7,9	7,9	7,8	8,0	7,9
Lämpötila	°C	18,0	18,0	18,2	18,4	17,9
Saliniteetti	‰	4,91	4,91	4,91	4,90	4,94
Sameus	FNU	9,1	8,9	11	8,5	7,4
Kiintoaine	mg/l	9,3	9,0	11	8,4	8,3
Escherichia coli	kpl/100ml	2		0	3	0
Kokonaisfosfori	µg/l	61	55	58	51	56
Kokonaistyyppipitoisuus	µg/l	470	460	490	520	470
Liukoinen fosfaattifosfori	µg/l	8	7	4	<2	3
Nitraatti-nitriittityppi	µg/l	3	3	<2	<2	<2
Ammoniumtyppi	µg/l	22	18	<2	<2	<2
Näkösyvyys	m	0,90		0,80	0,90	0,90

(*) Klorofyllinäytteet kokoomanäytteitä Hönsholmenilla syvyydestä 0-2m, muilla paikoilla 0-1m.

Liite 4. Syyskuun alun (2.9.2009) vesinäytteiden tulokset

		Hönholm 1 m	Hönholm 3,5 m	Skaddan 1 m	Bredviken 1 m	Svartholm. 1 m
Klorofylli-a*	µg/l	8,7		9,0	15	9,3
Happipitoisuus	mg/l	8,8	8,9	8,6	8,2	8,3
Hapen kyll.	kyll. %	93	94	91	85	88
pH		7,9	7,9	7,8	7,9	7,7
Lämpötila	°C	16,7	16,6	16,6	17,0	16,6
Saliniteetti	‰	4,99	4,99	4,98	4,95	4,98
Sameus	FNU	6,4	6,2	7,3	14	7,9
Kiintoaine	mg/l	6,6	5,9	5,7	18	6,1
Escherichia coli	kpl/100ml	<1		10	8	4
Kokonaisfosfori	µg/l	39	39	41	56	46
Kokonaistyyppipitoisuus	µg/l	400	410	430	550	480
Liukoinen fosfaattifosfori	µg/l	6	6	4	3	3
Nitraatti-nitriittityppi	µg/l	5	4	3	3	3
Ammoniumtyppi	µg/l	7	8	<2	3	<2
Näkösyvyys	m	1,3		1,0	0,75	1,0

(*) Klorofyllinäytteet kokoomanäytteitä Hönsholmenilla syvyydestä 0-2m, muilla paikoilla 0-1 m.

Liite 5. Veden näkösyvydet (cm) heinä-elokuussa

<u>Sumparen</u>	<u>Sumparen</u>	<u>Vargen</u>	
14.7. 270	14.7. 400	13.7.	200
17.7. 280	18.7. 400	16.7.	240
20.7. 285	22.7. 350	22.7.	200
25.7. 260	24.7. 350	26.7.	230
28.7. 360	1.8. 400	2.8.	275
2.8. 350	4.8. 300	8.8.	245
3.8. 330	5.8. 300	13.8.	220
9.8. 340	6.8. 350		
	10.8. 350		
<u>Lill- Pentala</u>	<u>Sandvik</u>	<u>Bergö</u>	
11.7. 115	12.7. 110	13.7.	170
15.7. 120	15.7. 120	16.7.	200
18.7. 112	18.7. 90	20.7.	180
22.7. 100	22.7. 110	22.7.	190
25.7. 140	26.7. 95	24.7.	170
29.7. 136	28.7. 105	27.7.	210
1.8. 125	31.7. 200	29.7.	240
5.8. 136	3.8. 130	31.7.	260
8.8. 164	5.8. 195	3.8.	300
12.8. 190	7.8. 180	5.8.	330
15.8. 135	9.8. 145	7.8.	300
	11.8. 90	12.8.	260
	13.8. 120		
	15.8. 140		

Liite 5. Veden näkösyvydet (cm) heinä-elokuussa

<u>Svinö N</u>	<u>Skatan N</u>	<u>Svartholmen</u>
16.7. 118	11.7. 95	15.7. 103
18.7. 70	15.7. 120	16.7. 98
19.7. 75	19.7. 119	18.7. 74
20.7. 75	21.7. 110	22.7. 68
21.7. 90	26.7. 120	25.7. 72
22.7. 85	28.7. 125	28.7. 58
23.7. 100	1.8. 105	29.7. 72
25.7. 75	5.8. 125	1.8. 98
29.7. 85	8.8. 110	4.8. 78
30.7. 75	11.8. 105	5.8. 49
3.8. 130		8.8. 90
3.8. 85		13.8. 102
4.8. 115		14.8. 121
5.8. 140		15.8. 126
7.8. 125		
8.8. 80		
10.8. 65		
11.8. 140		
13.8. 110		
14.8. 120		
15.8. 90		
18.8. 100		
<u>Suinonsalmi 1</u>	<u>Suinonsalmi 2</u>	<u>Majholmen</u>
16.7. 104	14.7. 130	17.7. 119
21.7. 95	17.7. 95	20.7. 121
24.7. 91	20.7. 110	22.7. 121
27.7. 102	25.7. 98	27.7. 124
30.7. 98	30.7. 115	31.7. 124
2.8. 84	2.8. 130	2.8. 125
6.8. 111	5.8. 120	10.8. 122
10.8. 101	13.8. 105	13.8. 113
13.8. 104		16.8. 122
		17.8. 122

Liite 5. Veden näkösyvydet (cm) heinä-elokuussa

<u>Bosund</u>		<u>Ramsionlahti</u>	
29.6.	108	14.7.	73
3.7.	85	18.7.	62
6.7.	80	21.7.	52
9.7.	93	25.7.	48
13.7.	85	28.7.	54
15.7.	105	1.8.	65
20.7.	62	5.8.	68
23.7.	60	8.8.	75
27.7.	82	11.8.	85
30.7.	81	15.8.	85
3.8.	89		
5.8.	92		
8.8.	121		
10.8.	96		
11.8.	95		
<u>Soukansalmi</u>		<u>Moisö NW</u>	<u>Maren</u>
14.7.	120	9.7.	110
17.7.	130	10.7.	120
20.7.	115	12.7.	115
24.7.	100	14.7.	110
26.7.	80	15.7.	125
28.7.	100	17.7.	120
30.7.	100	18.7.	90
1.8.	130	20.7.	125
6.8.	130	22.7.	90
8.8.	130	23.7.	80
11.8.	120	24.7.	115
12.8.	120	26.7.	90
13.8.	130	28.7.	110
		1.8.	150
		1.8.	120
		2.8.	140
		4.8.	110
		6.8.	120
		7.8.	145
		10.8.	125
		12.8.	125
		13.8.	120
		15.8.	135

LIITE 6 (I/I)

Liite 6. Bosundin sedimentin marja- ja vihannesmaan sekä sulfaattimaan mukaisten analyysipakettien tulokset (Viljavuuspalvelu Oy)

Viljavuusluokka-asteikko: huono, huononlainen, välttävä, tyydyttävä, hyvä, korkea, arveluttavan korkea.

Muuttuja	Mittayksikkö	Lukuarvo	Viljavuusluokka
Johtoluku	10*mS/cm	20,1	-
Happamuus (pH)		6,1	Hyvä
Kalsium (Ca)	mg/l	1100	Välttävä
Fosfori (P)	mg/l	4,2	Välttävä
Kalium (K)	mg/l	270	Hyvä
Magnesium (Mg)	mg/l	970	Korkea
Rikki (S)	mg/l	225	Arvel. korkea
Boori (B)	mg/l	6,5	Arvel. korkea
Kupari (Cu)	mg/l	15	Hyvä
Mangaani (Mn)	mg/l	5,1	Huono
Sinkki (Zn)	mg/l	28,4	Korkea
Nitraattityppi (NO ₃)	mg/l	15	-

Liite 7. Kasviplanktonlajisto havaintopaikoittain

Hönsholm

(1) yksittäinen, (2) vähän, (3) kohtalaisesti, (4) paljon, (5) runsaasti

	8.7.	20.7.	3.8.	17.8.	2.9.
Cyanodictyon sp.	0	0	2	0	0
Lemmermanniella parva	0	1	0	3	2
Aphanothece sp.	1	1	2	2	2
Chroococcus microscopica	0	0	2	1	2
Merismopedia sp.	1	1	1	1	1
Merismopedia warmingiana	0	3	4	4	4
Snowella sp.	1	1	2	3	4
Oscillatoriales	3	3	3	1	1
Romeria sp.	2	3	2	0	1
Spirulina sp.	1	0	0	0	0
Anabaena sp. kierteinen	3	4	1	3	3
Anabaena sp. suora	1	2	1	1	0
Anabaena lemmermannii	0	1	4	0	1
Anabaena mendotae	0	1	1	0	0
Aphanizomenon flos-aquae	3	4	4	3	3
Aphanizomenon sp.	2	0	1	0	0
Nodularia sp.	0	0	1	1	0
Cryptomonas sp.	4	1	2	3	2
Hemiselmis viridis	4	2	2	1	1
Plagioselmis prolonga	4	4	2	4	3
Teleaulax sp.	1	0	0	0	0
Katablepharis ovalis	0	1	1	0	1
Dinophyceae	1	2	1	1	0
Heterocapsa triquetra	3	2	1	3	3
Heterocapsa rotundata	1	3	3	2	3
Dinophysis acuminata	0	0	0	0	1
Ebria tripartita	0	0	0	2	2
Chrysochromulina sp.	4	3	2	1	3
Pseudopedinella sp.	1	1	1	0	1
Apedinella spinifera	1	0	2	0	1
Eupodiscales	1	1	4	2	1
Chaetoceros throssenii	1	3	3	0	0

Chaetoceros sp.	1	2	2	2	1
Skeletonema costatum	1	1	0	0	0
Bacillariales	1	0	0	0	1
Synedra acus	0	0	0	0	1
Cylindrotheca closterium	1	1	0	0	1
Goniochloris sp.	0	0	1	0	0
Colacium arbuscula	0	0	0	1	0
Eutreptiella sp.	0	1	1	1	0
Pseudoscurfieldia marina	1	2	1	0	0
Pyramimonas sp.	3	1	1	1	3
Pyramimonas virginica	4	3	2	1	3
Phacotus sp.	2	2	1	2	2
Monoraphidium contortum	3	2	3	1	1
Monoraphidium sp.	1	2	2	1	1
Franceia sp.	0	0	1	0	0
Oocystis sp.	0	1	2	3	3
Choricystis sp.	1	1	2	1	0
Scenedesmus sp.	0	0	1	1	1
Didymocystis sp.	0	0	1	0	0
Crucigenia quadrata	0	0	1	0	1
Kirchneriella sp.	1	2	2	2	1
Dictyosphaerium ehrenbergianum	0	0	0	0	1
Dictyosphaerium sp.	1	1	0	1	0
Planktonema lauterbornii	0	0	0	1	0
Bodo sp.	0	0	1	1	1
Mesodinium rubrum	0	0	1	1	1

Liite 7. Kasviplanktonlajisto havaintopaikoittain

Skaddan

(1) yksittäinen, (2) vähän, (3) kohtalaisesti, (4) paljon, (5) runsaasti

	8.7.	20.7.	3.8.	17.8.	2.9.
Cyanodictyon planctonicum	0	0	I	0	0
Cyanodictyon sp.	0	I	0	I	0
Lemmermanniella parva	0	0	I	3	0
Aphanothece sp.	I	I	I	3	3
Chroococcus microscopica	0	0	0	I	2
Rhabdoderma sp.	0	I	0	0	0
Merismopedia sp.	0	I	I	0	0
Merismopedia warmingiana	I	3	4	4	4
Snowella sp.	I	I	I	4	4
Snowella atomus	0	0	I	I	0
Oscillatoriales	4	3	3	I	I
Romeria sp.	I	3	I	I	I
Spirulina sp.	0	0	0	I	I
Anabaena sp. kierteinen	0	4	3	3	3
Anabaena sp. suora	0	I	I	I	0
Anabaena lemmermannii	3	I	I	0	0
Anabaena mendotae	0	I	I	0	0
Aphanizomenon flos-aquae	3	3	4	3	3
Aphanizomenon sp.	0	0	I	0	0
Nodularia sp.	0	0	0	0	I
Cryptomonas sp.	I	I	I	3	3
Hemiselmis viridis	3	I	I	I	I
Plagioselmis prolunga	4	4	I	3	4
Teleaulax sp.	0	I	I	I	0
Katablepharis ovalis	I	I	I	I	0
Dinophyceae	I	0	3	0	I
Heterocapsa triquetra	0	2	0	0	I
Heterocapsa rotundata	2	3	3	0	2
Ebria tripartita	2	I	I	I	I
Chrysochromulina sp.	4	4	3	I	4
Pseudopedinella sp.	2	I	3	I	I
Apedinella spinifera	I	I	I	0	I
Eupodiscales	3	2	4	I	3

Chaetoceros thronsenii	2	2	2	1	2
Chaetoceros sp.	2	2	2	1	3
Skeletonema costatum	2	0	0	1	1
Bacillariales	0	1	0	1	1
Synedra acus	1	0	0	0	0
Fragilaria sp.	0	0	0	1	0
Cylindrotheca closterium	1	1	1	1	1
Goniochloris sp.	0	0	0	1	0
Colacium vesiculosum	0	0	2	0	2
Eutreptiella sp.	0	2	1	0	0
Pseudoscurfieldia marina	2	1	0	0	
Pyramimonas sp.	1	4	2	0	2
Pyramimonas virginica	1	0	2	0	2
Phacotus sp.	2	1	2	2	3
Monoraphidium contortum	1	3	2	1	1
Monoraphidium sp.	0	0	0	0	2
Franceia sp.	0	0	1	1	1
Oocystis sp.	1	2	2	2	2
Choricystis sp.	1	2	1	3	0
Scenedesmus sp.	0	1	0	0	1
Didymocystis sp.	0	0	0	0	1
Crucigenia quadrata	1	1	1	1	2
Crucigenia fenestrata	0	0	0	0	1
Kirchneriella sp.	3	1	1	2	2
Raphidocelis sp.	1	0	1	0	1
Dictyosphaerium sp.	2	0	0	0	1
Koliella sp.	2	0	1	1	0
Planktonema lauterbornii	0	0	0	1	1
Bodo sp.	1	0	1	0	1
Mesodinium rubrum	0	0	0	1	1

Liite 7. Kasviplanktonlajisto havaintopaikoittain

Bredviken

(1) yksittäinen, (2) vähän, (3) kohtalaisesti, (4) paljon, (5) runsaasti

	20.7.	3.8.	17.8.
Cyanodictyon planctonicum	1	2	1
Lemmermanniella parva	0	1	4
Aphanothece sp.	2	1	1
Merismopedia sp.	1	1	1
Merismopedia warmingiana	3	4	5
Snowella sp.	1	2	5
Snowella atomus	1	1	1
Oscillatoriales	1	2	0
Romeria sp.	3	3	1
Anabaena sp. kierteinen	1	1	3
Anabaena sp. suora	1	1	1
Anabaena lemmermannii	3	2	0
Anabaena mendotae	1	0	0
Aphanizomenon flos-aquae	2	2	3
Aphanizomenon sp.	0	1	1
Nodularia sp.	1	0	1
Cryptomonas sp.	1	4	1
Hemiselmis viridis	1	1	1
Plagioselmis prolunga	4	3	4
Katablepharis ovalis	1	1	0
Dinophyceae	2	3	0
Heterocapsa triquetra	1	1	0
Heterocapsa rotundata	1	2	0
Ebria tripartita	0	1	1
Chrysochromulina sp.	5	4	1
Pseudopedinella sp.	1	4	2
Apedinella spinifera	1	1	0
Eupodiscales	4	4	1
Chaetoceros thronsenii	4	1	1
Chaetoceros sp.	1	4	1
Skeletonema costatum	1	1	0
Bacillariales	1	1	1
Synedra acus	1	0	0

Fragilaria sp.	1	1	0
Cylindrotheca closterium	1	2	1
Amphiprora paludosa	1	1	0
Colacium arbuscula	0	0	1
Euglena sp.	1	1	1
Eutreptiella sp.	1	0	1
Pseudoscurfieldia marina	0	1	0
Pyramimonas sp.	5	3	0
Pyramimonas virginica	1	1	1
Phacotus sp.	3	4	1
Monoraphidium contortum	4	4	1
Monoraphidium sp.	1	1	0
Franceia sp.	0	1	0
Oocystis sp.	1	3	3
Choricystis sp.	1	1	1
Scenedesmus sp.	2	1	1
Didymocystis sp.	0	1	0
Crucigenia quadrata	0	1	1
Crucigenia fenestrata	1	1	0
Kirchneriella sp.	3	3	4
Dictyosphaerium ehrenbergianum	1	0	0
Dictyosphaerium sp.	1	1	1
Planktonema lauterbornii	0	1	1
Spirogyra sp.	1	0	0
Bodo sp.	1	0	0
Mesodinium rubrum	1	1	0

Liite 7. Kasviplanktonlajisto havaintopaikoittain

Svartholmeninlahti

(1) yksittäinen, (2) vähän, (3) kohtalaisesti, (4) paljon, (5) runsaasti

	8.7.	20.7.	3.8.	17.8.	2.9.
Cyanodictyon sp.	0	1	1	1	0
Lemmermanniella parva	0	1	1	2	4
Aphanothece sp.	2	2	2	2	2
Chroococcus microscopica	1	1	1	2	2
Rhabdoderma sp.	1	0	0	0	0
Merismopedia sp.	0	1	1	1	2
Merismopedia warmingiana	1	1	4	4	4
Snowella sp.	1	1	2	4	4
Snowella atomus	0	0	1	0	2
Oscillatoriales	3	2	1	1	2
Romeria sp.	4	1	2	0	1
Spirulina sp.	1	0	0	0	0
Anabaena sp. kierteinen	1	4	3	3	3
Anabaena sp. suora	0	1	1	1	0
Anabaena lemmermannii	0	0	1	0	0
Aphanizomenon flos-aquae	2	2	3	3	3
Nodularia sp.	0	0	0	1	0
Cryptomonas sp.	1	1	1	1	3
Hemiselmis viridis	2	1	0	3	1
Plagioselmis prolunga	3	3	3	4	4
Katablepharis ovalis	0	1	1	0	0
Dinophyceae	1	1	2	0	1
Heterocapsa triquetra	1	1	0	1	0
Heterocapsa rotundata	0	3	3	0	3
Ebria tripartita	1	0	1	0	0
Chrysochromulina sp.	4	4	4	3	4
Pseudopedinella sp.	1	1	3	3	2
Apedinella spinifera	0	0	2	0	1
Eupodiscales	3	3	4	1	1
Chaetoceros thronsdensei	2	3	2	1	1
Chaetoceros sp.	3	1	2	2	4
Skeletonema costatum	0	1	0	1	0
Bacillariales	1	1	1	1	1

Cylindrotheca closterium	1	1	1	1	1
Amphiprora paludosa	0	0	0	0	1
Euglena sp.	0	0	1	2	1
Eutreptiella sp.	1	0	0	0	1
Pseudoscurfieldia marina	2	1	0	0	0
Pyramimonas sp.	1	4	1	1	4
Pyramimonas virginica	2	2	1	1	3
Phacotus sp.	1	1	2	2	3
Monoraphidium contortum	2	2	2	1	2
Monoraphidium sp.	2	2	2	0	2
Franceia sp.	0	0	1	1	0
Oocystis sp.	0	1	2	2	2
Choricystis sp.	2	1	2	1	1
Scenedesmus sp.	1	1	0	1	1
Crucigenia quadrata	0	0	1	1	1
Crucigenia fenestrata	0	0	1	0	1
Kirchneriella sp.	2	2	2	3	4
Raphidocelis sp.	0	0	1	0	1
Dictyosphaerium elegans	0	0	0	1	1
Dictyosphaerium sp.	1	1	1	0	1
Koliella sp.	0	0	0	1	0
Planktonema lauterbornii	0	0	0	0	1
Bodo sp.	1	1	0	1	1
Mesodinium rubrum	0	0	0	1	1

KUVAILELEHTI

Julkaisija	Uudenmaan ympäristökeskus				Julkaisu aika Joulukuu 2009
Tekijä(t)	Maria Tiensuu				
Julkaisun nimi	Suvisaaristo – rehevöityneen sisäsaariston ekologinen tila				
Julkaisusarjan nimi ja numero	Uudenmaan ympäristökeskuksen raportteja 17/ 2009				
Julkaisun tema					
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: http://www.ymparisto.fi/uus/julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Suvisaaristo on ainoa sisäsaariston alue Espoossa. Tämän selvityksen tarkoituksena oli selvittää alueen ekologinen tila sekä antaa sen hoitoon liittyviä suosituksia. Suvisaariston sisälahdet ovat neljän kapean salmiyhteyden päässä ulkosaaristosta, joten veden vaihtuminen on hidasta. Sisälahdilla keskisyvyys on alle kaksi metriä. Sulkeutuneisuuden ja mataluuden vuoksi Suvisaaristo sietää huonosti ravinnekuormitusta, mitä alueelle on kuitenkin kohdistunut. Vanhan jätevesikuormituksen ja yhä jatkuvan hajakuormituksen myötä alue onkin rehevöitynyt merkittävästi. Suvisaariston ekologinen tila on välttävä.</p> <p>Rehevyyden merkkejä ovat samea vesi, alhainen kesäaikainen näkösyvyys, yksipuolinen pohjaeläinlajisto, runsaat levämäärät sekä paikoin runsaat ja yksipuoliset vesikasviesiintymät. Alueella muodostuva orgaaninen aines, kuten levähiukkaset, vajoaa matalassa vesipatsaassa nopeasti pohjasedimenttiin muodostaen sedimentin pinnalle hienojakoisen kiintoainevaipan. Sisälahdilla esiintyvien selkäalueiden pituus mahdollistaa tuulten pitkät pyyhkäisymatkat ja matalassa vedessä keveiden sedimenttihiukkasten uudelleen sekoittumista veteen (=resuspensio) tapahtuu jo alhaisen tuulennopeuden myötä.</p> <p>Vesialueen tilaa on jo pitkään yritetty kunnostaa aktiivisen paikallistoiminnan panoksia. Haja-asutuksen jätevesimäärää on paikallisen vesiosuuskunnan myötä saatu vähennettyä merkittävästi. Alueen avoimuutta on puolestaan pyritty lisäämään ruoppaamalla salmia. Vesikasveja on niitetty niiden määrän alentamiseksi. Rehevyyden aiheuttamia virkistyskäyttö- ja maisemahaittoja on torjuttu lukuisin pienruoppauksin.</p> <p>Monista kunnostustoimista huolimatta veden laadussa ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia parempaan suuntaan. Rehevyyden aikaansaama ylisuuri orgaanisen aineksen tuotanto pysyy suurena, sillä resuspension kautta jo kertaalleen sedimenttiin vajonneet kiintoainehiukkaset liukenevat uudelleen veteen vapauttaen sitomiaan ravinteita levien ja kasvien käyttöön yhä uudestaan (sisäinen kuormitus). Tämän selvityksen pohjalta rehevöitymiskierrettä voidaan hidastaa vähentämällä edelleen haja-asutuksen kuormitusta, alentamalla vesiliikenteen nopeuksia sisälahdilla sekä tekemällä vesikasvien niittoja ja pienruoppauksia vain koordinoitusti, rajoitetuilla paikoilla ja pitkäjänteisesti. Yhtä tärkeää on jatkaa Suvisaariston merialueen seurantaa ja tehdä siitä säännöllistä.</p>				
Asiasanat	Sisäsaaristo, veden laatu, sedimentti, ruoppaus, kuormitus, rehevä				
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Espoon kaupungin tekninen keskus				
	ISBN	ISBN	ISSN	ISSN	
	978-952-11-3607-8 (nid.)	978-952-11-3608-5 (PDF)	1796-1734 (pain.)	1796-1742 (verkkokoj.)	
	Sivuja	Kieli	Luottamuksellisuus	Hinta (sis. alv 8 %)	
	91	Suomi	Julkinen		
Julkaisun kustantaja	Uudenmaan ympäristökeskus, Asemapäällikönkatu 14, PL 36, 00521 Helsinki. Puh. 020 610 101 (vaihe), 020 690 161 (asiakaspalvelu). Faksi 09 615 008 29. Sähköposti: kirjaamo.uus@ymparisto.fi, www.ymparisto.fi/uus				

PRESENTATIONSBLAD

<i>Utgivare</i>	Nylands miljöcentral			<i>Datum</i> December 2009
<i>Författare</i>	Maria Tiensuu			
<i>Publikationens titel</i>	Suvisaaristo – rehevöityneen sisäsaariston ekologinen tila (Skärgården kring Sommaröarna och dess ekologiska status)			
<i>Publikationsserie</i>	Nylands miljöcentrals rapporter 17/2009			
<i>Publikationens tema</i>				
<i>Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt</i>	Publikationen finns tillgänglig på internet: http://www.miljo.fi/uus/publikationer			
<i>Sammandrag</i>	<p>Sommaröarna utgör den enda inre skärgården i Esbo. Syftet med denna undersökning var att utreda skärgårdens ekologiska status och ge skötselrekommendationer. De inre delarna av skärgården står genom fyra smala sund i kontakt med det omgivande havet, vilket betyder att vattenutbytet är långsamt. Medeldjupet i vikarna är knappt två meter. Därför har skärgården låg toleransgräns och är mycket belastningskänslig.</p> <p>Skärgården kring Sommaröarna belastades förr av utsläppet av renat avloppsvatten från reningsverket i Finno och belastas numera av lokal, diffus belastning, vilket lett till att vattnet är kraftigt eutrofierat och dess ekologiska status försvarlig.</p> <p>Typiska tecken på att skärgårdsvattnet är övergött är det låga siktdjupet under sommaren, de få bottendjurarterna, den rikliga alg tillväxten, de täta bestånden av vass och annan vattenvegetation. När alger och växter dör sjunker de ner på de grunda bottenarna och bildar där ett lager finfördelat, organiskt material som vind och vågor lätt blandar upp i vattenmassan på nytt (kallas resuspension).</p> <p>Invånarna har redan länge aktivt arbetat för att förbättra vattenkvaliteten i den inre skärgården. Den lokala avloppsvattenbelastningen minskade när vattenandelslaget bildades och avloppsnätet byggdes ut. Alla fyra sund har muddrats i syfte att öka vattenomsättningen. Vass och annan vattenvegetation har mejats. Ett stort antal grunda och igenväxande stränder har muddrats för att förbättra landskapet och möjligheterna till bad och båtliv.</p> <p>Trots dessa aktiviteter har vattenkvaliteten inte förändrats mot det bättre. Övergödningen har lett till en överstor tillväxt av alger och växter och denna tillväxt har inte avtagit, eftersom närsalterna via resuspensionen alltid återförs till vattenmassan och därmed till algernas och växternas förfogande för ny tillväxt (inre belastning).</p> <p>Denna utredning visar att den negativa övergödningen kan minskas genom att fortsättningsvis minska den lokala diffusa belastningen och införa hastighetsbegränsningar för båttrafiken, genom att koordinerat och på lång sikt planera var och hur små muddringar och avlägsnande av vattenväxter bäst görs. Lika viktigt är att fortsätta en kontinuerlig uppföljning av vattenkvaliteten i skärgården kring Sommaröarna.</p>			
<i>Nyckelord</i>	Inre skärgård, vattenkvalitet, sediment, muddring, belastning, eutrofisk			
<i>Finansiär/ uppdragsgivare</i>	Esbo stad, tekniska centralen			
	ISBN 978-952-11-3607-8 (nid.)	ISBN 978-952-11-3608-5 (PDF)	ISSN 1796-1734 (pain.)	ISSN 1796-1742 (verkköj.)
	<i>Sidantal</i> 91	<i>Språk</i> Finska	<i>Offentlighet</i> Offentlig	<i>Pris (inneh. moms 8 %)</i>
<i>Förläggare</i>	Nylands miljöcentral, Stinsgatan 14, PB 36, 00521 Helsingfors. Tel. +358 20 610 101 (växel), +358 20 690 161 (kundservice). Fax +358 9 615 008 29. E-post: kirjaamo.uus@ymparisto.fi , www.miljo.fi/uus			

Espoon sisäsaaristoa edustava Suvisaaristo on rehevöitynyt. Rehevyys näkyy veden korkeina ravinnepitoisuuksina ja sameutena, alhaisina näkösyvyyksinä, runsaina levä-määrinä, tiheinä vesikasviesiintyminä sekä yksipuolistuneena pohjaeläinlajistona.

Matalilla ja sulkeutuneilla sisälähdillä ulkoisen ravinnekuormituksen sietokyky on heikko. Suvisaaristoa useina vuosikymmeninä kuormittaneiden asumajätevesien määrä on ollut liian suuri alueen heikkoon sietokykyyn nähden. Pohjasedimenttiin vuosien saatossa kasautuneet ravinteet kulkeutuvat yhä uudelleen takaisin veteen tuulten, virtausten ja ruoppausten myötä.

Suvisaariston tilaa selvitettiin Uudenmaan ympäristökeskuksen ja Espoon kaupungin teknisen keskuksen yhteistyöprojektissa vuonna 2009. Projektissa kerättiin yhteen aikaisempien Espoon sisäsaaristossa tehtyjen tutkimusten tuloksia sekä otettiin uusia sedimentti-, vesi- ja pohjaeläinnäytteitä. Työn päämääränä oli selvittää Suvisaariston - merialueen ekologinen tila, pohtia ruoppausten vaikutuksia veden ja vaihtuvuuteen alueella sekä antaa käyttöön ja hoitoon liittyviä jatkosuosituksia.



UUDENMAAN
YMPÄRISTÖKESKUS
NYLANDS
MILJÖCENTRAL



Uudenmaan ympäristökeskus
PL 36, 00521 Helsinki
puh. 020 610 101 (vaihde)
puh. 020 690 161 (asiakaspalvelu)
www.ymparisto.fi/uus

ISBN 978-952-11-3607-8 (nid.)

ISBN 978-952-11-3608-5 (PDF)

ISSN 1796-1734 (pain.)

ISSN 1796-1742 (verkkoj.)